

Sammalten runsaus ja monimuotoisuus Oulun kaupungin puuttomilla viheralueilla

Mirka Heikkinen

Pro gradu -tutkielma
Oulun yliopisto
Biologian tutkinto-ohjelma
Ekologian ja genetiikan yksikkö
Helmikuu 2020

Sisällysluettelo

1 Johdanto.....	3
1.1 Kaupungit elinympäristöinä.....	3
1.2 Biodiversiteetti ja sen esiintyminen kaupungeissa	5
1.3 Sammalet — yksinkertaiset kasvit	9
1.3.1 Sammalten lisääntyminen	10
1.3.2 Sammalten rakenne ja kasvutapa	11
1.3.3 Sammalet osana ekosysteemejä	12
1.4 Sammalet kaupunkiympäristöissä.....	13
1.4.1 Sammalet kaupunki-ilman indikaattoreina	13
1.4.2 Sammalten esiintymistä säätelevät tekijät kaupungeissa	14
1.5 Tutkimuksen tarkoitus ja ennusteet.....	17
2 Materiaalit ja menetelmät	20
2.1 Tutkimuspaikka, Oulu, Suomi	20
2.2 Maastotyöt	22
2.3 Sammallajistoon vaikuttavien muuttujien määrittäminen.....	24
2.4 Tilastotieteelliset analyysit	26
3 Tulokset.....	28
3.1 Oulun viheralueiden sammallajisto	28
3.2 Alueellinen ja paikallinen sammaldiversiteetti.....	32
3.2 Sammalten beta-diversiteetti.....	32
3.3 Sammalten esiintymisen mallinnus	35
3.4 NMDS-ordinaatio.....	38
3.4.1 NMDS-ordinaatio ja sammalten indikaattoriarvot	39
4 Pohdinta	43
4.1 Sammalet Oulun keskustan viheralueilla	43
4.2 Sammalten lajimäärä ja viheralueen ikä sekä hoidon ja tallauksen intensiteetti	44
4.3 Paikalliset ympäristötekijät ja sammalten esiintyminen Oulun viheralueilla.....	45
4.4 Sammalten ja putkilokasvien peittävyys korrelaatio	47
4.5 Sammalyhteisöt ja viheralueiden puut.....	48
4.6 Maaperämuuttajat ja sammalet	49
4.7 Parannuksia maastotöihin	50
5 Yhteenveto	51
6 Lähteet	52
Liitteet	

1 Johdanto

1.1 Kaupungit elinympäristöinä

Kaupunkialueet ovat kasvaneet voimakkaasti ympäri maailmaa 1900-luvun puolivälistä lähtien ja niiden ennustetaan kasvavan tästä eteenpäinkin yhä useampien ihmisten muuttaessa kaupunkeihin. Vuonna 2018 arvioitiin, että 55% maailman väestöstä asuu kaupunkialueilla. Toisin sanoen kaupungeissa on jo enemmän ihmisiä kuin maaseudulla. Vielä nykyisin maaseutupainotteisten Afrikan ja Aasian ennustetaan kaupungistuvan nopeasti tulevaisuudessa ja vuoteen 2050 mennessä lähes 70% Maapallon väkiluvusta ennustetaan asuvan kaupungeissa. Maaseudun väestön uskotaan puolestaan saavuttavan maksiminsa muutaman seuraavan vuoden aikana (UNFPA, 2018).

Kaupungistuminen eli urbanisaatio on ilmiö, jossa ihmisen asuttamat ympäristöt muuttuvat maaseutujen haja-asutusalueista yhä tiheämmin rakennetuiksi asutuskeskuksiksi, jotka keräävät kasvavan osan ympäröivien alueiden väkiluvusta sisälleen (UNFPA, 2018). Kaupunkien kehitys on muuttanut luonnollisia elinympäristöjä monin tavoin, ja vaikutukset vaihtelevat laajoista alueellisista muutoksista pienempiin paikallisiin muutoksiin (Grimm et al., 2008). Yhtenäisten habitaattien pirstaloituminen, lisääntyneet ilmansaasteet ja muuntuneet sääolosuhteet ovat eräitä tärkeimpiä muutoksia, joiden vuoksi kaupunkiympäristöt poikkeavat luonnonympäristöistä. Kaikki nämä muutokset vaikuttavat merkittävästi eri eliöiden elinmahdollisuuksiin kaupunkialueiden sisällä (Niemelä, 2011), mutta kaupungistumisen vaikutukset eivät kuitenkaan pääty kaupunkien rajojen kohdalla vaan ulottuvat myös kaupungeja ympäröiviin maaseutu- ja luonnonympäristöihin (McDonald et al., 2008). Esimerkiksi kaupunkeihin keskittyneen teollisuuden ja liikenteen tuottamat ilmansaasteet voivat ilmastovirtausten mukana kulkeutua pitkiäkin matkoja niiden lähteiden ulkopuolelle (Lovett et al., 2000). Kaupunkien jatkuvan laajenemisen seurauksena niiden etäisyys luonnontilaisiin ympäristöihin tulee tulevaisuudessa pienenemään entisestään, mikä puolestaan lisää kaupungeista luonnonympäristöihin, ja jopa suojelualueille, leviäviä vaikutuksia (McDonald et al., 2008).

Tiheään asuttujen urbaanialueiden sääolosuhteet poikkeavat niitä ympäröivistä lähiöistä esimerkiksi lämpötilaltaan ja tuuliolosuhteiltaan (Niemelä, 2011). Ehkä tunnetuin esimerkki kaupunkien muuntuneesta ilmastosta on kaupunkien keskustojen kuumenemistä kuvaava ”urban heat island”-ilmiö (UHI). Ilmiön ymmärtämiseksi tehdyn tutkimustyön perusteella tärkeimmiksi syiksi UHI:lle nousevat energiantuotannosta vapautuva lämpö, kaupungissa yleisten tummien rakennusmateriaalien, kuten asfaltin, imemä lämpöenergia sekä ilmastoa viilentävän kasvillisuuden puute (Oke, 1973; Akbari et al., 2001). Yhdysvaltojen Phoenixissa tehty tutkimus puolestaan osoittaa, että kaupungin kohonneilla CO₂ pitoisuuksilla on todennäköisesti vain minimaalinen vaikutus UHI-ilmiön

kehitykseen (Bailing Jr et al., 2001). Ympäröivän kaupungin kuumentuminen voi lämmittää ja kuivattaa myös kaupungin puistoja sekä muita viheralueita, mikä puolestaan voi johtaa puistoekosysteemien kasvavaan kuivuusstressiin. Kaupunkisuunnittelulla kuten kasvillisuuden lisäämisellä voitaisiin kuitenkin vähentää sekä UHI:n negatiivisia vaikutuksia, että parantaa viheralueiden lämpötila- ja kosteusolosuhteita (Oishi 2019(2)).

Ihmiset muokkaavat ympäristöä kaupunkialueilla moniin eri tarkoituksiin, joista teiden, tehtaiden ja asutuksen rakentaminen ovat eräitä merkittävimpiä. Rakentamista seuraava vihreiden alueiden väheneminen sekä yhtenäisten habitaattien pirstaloituminen erottaa kaupunkialueet selvästi ympäröivästä luonnosta (Goddard et al., 2010; Niemelä, 2011). Monien eläinten ja mikrobien kasvualustana toimivat yhteyttävät kasvit ovat kaupungeissa korvautuneet muualta luonnosta puuttuvilla, ihmisen valmistamilla materiaaleilla, kuten betonilla ja lasilla. Nämä materiaalit peittävät biologisesti aktiivisen maaperän ja ovat osaltaan tuottamassa kaupunkeihin niille tyypilliset lämpö ja kosteusolosuhteet (Niemelä, 2011). Kaupunkimaisemaa kuvaakin hyvin keinotekoisia pintoja korostava laikuittainen kasvillisuus (Faeth et al., 2011). Habitaattien laikuittaisuus haittaa eliöiden liikkumista habitaattien välillä, mikä johtaa helposti pirstoutuneisiin ja isoitoituneisiin populaatioihin (Faeth et al., 2011)

Rakennetun ympäristön lisäksi kaupungeista löytyy myös erilaisia viheralueita, kuten julkisia puistoja ja yksityisiä puutarhoja (Niemelä, 2011). Nämä kaupunkien sisällä usein toisistaan erillään olevat vihreät saarekkeet sisältävät runsaamman joukon erilaisia elinympäristöjä, kuten lamikoita ja monipuolisempaa kasvillisuutta, mikä luo useammille lajeille sopivat elinolosuhteet puistojen asuttamiseen (Cornelis & Hermy, 2004). Lisäksi puistojen sisäinen ilmasto voi olla kasvillisuuden sekä vesielementtien vuoksi ympäröivää asfalttiviidakkoa merkittävästi viileämpi ja kosteampi (Oishi, 2019, 3). Puistojen lisäksi kasvillisuus valtaa rakentamisen loputtua vähitellen myös muita sopivia kasvualustoja, kuten tienpenkereitä ja joutomaita (Niemelä, 2011). Puistojen ja muiden viheralueiden verkostot toimivat kaupunkien habitaattisaarekkeita yhdistävinä käytävinä. Mahdollisimman yhdenmukaisten ja eri eläin- ja kasvilajien liikkumista tukevien verkostojen luominen vaatii kuitenkin puistokohtaisten hoitotoimenpiteiden lisäksi laajempien viheraluekokonaisuuksien hoitosuunnitelmia laajemmalla mittakaavalla (Goddard et al., 2010).

Luonnollisesta poikkeava ilmanlaatu on eräs merkittävimmistä kaupunkialueita kuvaavista tekijöistä. Muun muassa typen ja rikin oksidien, hiilidioksidin, ammoniumin sekä monien metalli-ionien pitoisuudet ovat kaupunki-ilmassa korkeammat kuin niitä ympäröivillä alueilla. Myös esimerkiksi teiden pinnasta sekä renkaiden kulumisesta irtoava pöly vaikuttaa osaltaan negatiivisesti kaupunkien ilmanlaatuun. Omien haittavaikutustensa lisäksi pöly voi siirtää ilman rikki- ja typpikaasuja sekä muita saasteita maaperään ja vesistöihin sitomalla saasteet ensin itseensä. Suhteellisen

raskaat pölypartikkelit eivät kuitenkaan tavallisesti kulkeudu kovinkaan kauas syntypisteestään, minkä vuoksi pöly voi myös estää sitomiaan kaasuja leviämistä laajalle kaupunkialueiden ulkopuolelle (Lovett et al., 2000). Suuri osa kaupunkien ilmanlaatua heikentävistä päästöistä on peräisin teollisuudesta, liikenteestä ja energiantuotannosta (Niemelä, 2011).

Kaupunkialueiden piirteet eri puolilla maailmaa vaihtelevat suuresti, minkä vuoksi kaupungeista elinympäristöinä on vaikea tehdä yleistäviä päätelmiä. Sen lisäksi, että kaupunkialueet vaihtelevat kooltaan yhteen kasvaneista miljoonakaupungeista muutaman sadantuhannen asukkaan taajama-alueisiin, tuovat kunkin paikan ilmasto sekä geologiset ominaisuudet omat vaikutuksensa mukaan kuvioon (Faeth et al., 2011).

Kaupunkien koon ja tiheyden vaikutuksista niiden ympäristöoloihin on esitetty monia arvioita. Perinteisimmissä ekologisen jalanjäljen laskelmissa tiheimmät asutuskeskukset löytyivät luonnollisesti ekosysteemipalveluiden kulutuslistan kärjestä (Rees & Wackernagel, 1996), mutta näille laskelmille on esitetty myös vastakkaisia näkemyksiä. Esimerkiksi Kaye et al. (2006) huomauttivat, että kaupunkien kulutusta laskettaessa tulisi huomioida myös niiden kaupungin asukasluku sekä suhteellinen kulutusaste, joilla voidaan kuvata asutuksen tehokkuutta. Tiheään asutettujen alueiden hyvin toimiva julkinen liikenne ja sitä kautta vähentyvät liikenteen päästöt voivat toimia tällaisena asutuksen tehokkuutta lisäävänä tekijänä. (Kaye et al., 2006)

Toisaalta eräässä Isossa-Britanniassa tehdyssä tutkimuksessa todettiin tiheän kaupunkiasutuksen tyypillisesti laskevan ympäristön laatua. Tutkimuksessa havainnoitiin muun muassa viheralueiden pinta-alaa, habitaattien kokoa sekä hiilen sidontaa viidessä eri kaupungissa, ja näiden kaikkien havaittiin muutamaa poikkeusta lukuun ottamatta olevan heikompia tiheästi rakennetuilla alueilla. Tutkijat kuitenkin mainitsivat myös, että järkevällä kaupunkisuunnittelulla kuten puiden istutuksella ja viheralueiden hoidolla, voidaan ympäristön toiminnot maksimoida suuremmillakin asukastiheyksillä (Tartalos et al., 2007).

1.2 Biodiversiteetti ja sen esiintyminen kaupungeissa

Väestön keskittymisestä syntyneiden kaupunkien vaikutuksia luonnon monimuotoisuuteen eli biodiversiteettiin on tutkittu sekä paikallisesti että alueellisesti. Biodiversiteetin tarkastelu tapahtuu tyypillisesti kolmella eri tasolla: paikallistason lajimääränä eli alfa-diversiteettinä, suuremman maatiieteellisen alan alueellisena lajimääränä eli gamma-diversiteettinä sekä eri paikkojen välisenä lajikoostumuksen erilaisuutena eli beta-diversiteettinä (McGill et al., 2015). Beta-diversiteetillä voidaan paikkojen välisen lajiston vaihtuvuuden lisäksi kuvata myös lajiston muuttumista esimerkiksi ajassa tai

ympäristögradientilla. Tyypillisesti vertailtavien yhteisöjen betadiversiteetti eli erilaisuus on sitä suurempi, mitä kauempana toisistaan ne sijaitsevat (McGill et al., 2015).

Maankäytön muutoksista ja ympäristön saastumisesta seuranneen luonnon habitaattien pilaantumisen pelätään vaikuttavan maapallon biodiversiteettiin negatiivisesti aiheuttamalla paikallisten lajien sukupuuttoja sekä eliöyhteisöjen yksipuolistumista (McKinney & Lockwood, 1999). Tutkimusten tulokset vaihtelevat kuitenkin laidasta laitaan riippuen siitä, mitä biodiversiteetin osa-aluetta tarkastellaan ja millä mittakaavalla (McGill et al., 2015). Vaikka maailmanlaajuisesti tutkimukset ovatkin onnistuneet keräämään todisteita lajiston vähentymisestä, paikallista lajimäärää tarkastellessa on biodiversiteetin usein havaittu joko pysyneen samana tai jopa kasvaneen (Hillebrand et al., 2018). Ihmisten mukana uusiin ympäristöihin kulkeutuvat lajit kompensoivat tai jopa ylittävät paikallisesti tapahtuneet sukupuutot, minkä seurauksena lajimäärässä ei aina havaita negatiivista muutosta (McGill et al., 2015; Hillebrand et al., 2018). Tulokaslajien vaikutuksesta paikallisen ja alueellisen lajimäärän voidaan joskus havaita jopa kasvaneen, vaikka joitain alueen alkuperäislajeja olisi menetetty ympäristöolosuhteiden muutoksen seurauksena (Ellis et al., 2012).

Paikallisen ja alueellisen biodiversiteetin määrittäminen keskittyy usein helposti saatavilla oleviin lajimäärätietoihin, kuten esimerkiksi lajimäärän vertailuun eri paikkojen välillä. Todellisuudessa biodiversiteetti kuitenkin sisältää lajimäärän lisäksi useita muitakin osa-alueita (Hillebrand et al., 2018). Esimerkiksi funktionaalinen diversiteetti kuvastaa eri lajien erilaisia toiminnallisia rooleja yhteisössä, ja geneettinen diversiteetti kuvastaa lajin sisäisen perinnöllisen muuntelun määrää, joka voi auttaa lajia sopeutumaan muuttuviin ympäristöolosuhteisiin (McGill et al., 2015; Hillebrand et al., 2018).

Paikallisten yhteisöjen sisäisiä dominanssisuhteiden muutoksia sekä yhteisöjen välistä samankaltaisuutta ei voida havaita pelkkää lajimäärää tarkastelemalla, minkä vuoksi muutokset yhteisöjen lajikoostumuksessa jäävät helposti havaitsematta. Joissain tapauksissa lähes kaikki yhteisön alkuperäiset lajit voivat korvautua uusilla lajeilla ilman, että paikan lajimäärässä havaitaan negatiivisia muutoksia (Hillebrand et al., 2018). Ympäristöolosuhteiden muutoksen suuruus näyttäisi vaikuttavan siihen, kuinka moni paikan lajeista korvautuu toisilla. Muuttuuko metsä esimerkiksi esikaupunkialueeksi vai kaupungin keskustaksi (McKinney & Lockwood, 1999). Tällaiset yhteisörakenteissa tapahtuvat muutokset voivat olennaisesti muuttaa yhteisöjen ekosysteemitointoja sekä yhteisöistä saatavia ekosysteemipalveluja, mikäli lajiston muutokset johtavat muutoksiin myös paikan funktionaalisessa diversiteetissä (Cardinale et al., 2012; Hillebrand et al., 2018). Biodiversiteetin vähenemisen on useissa tutkimuksissa havaittu esimerkiksi heikentävän ekosysteemin biomassan tuotantoa, ravinteiden kiertoa sekä muita ekosysteemin perustoimintoja (Cardinale et al., 2012).

Eliöstön monimuotoisuuden on useissa tutkimuksissa havaittu laskevan siirryttäessä maaseudulta lähemmäksi kohti kaupunkien keskustaa (Nielsen et al., 2014), ja kaupungistuminen on tärkeä syy monien eliöiden uhanalaisuusluokitukseen. Kaupunkialueiden kasvun onkin ennustettu lisäävän uhanalaisten lajien määrää tulevaisuudessa entisestään (McDonald et al., 2008). Esimerkiksi vuonna 2019 julkaistun Suomen lajien uhanalaisuustarkastelun tuloksissa rakentamisen havaittiin olevan yksi lajin uhanalaisuuden syistä 575 lajilla ja uhanalaisuuden pääsyy 116 lajilla. Myös kaupungistumisen mukana kulkevilla muilla tekijöillä kuten kemiallisilla haittavaikutuksilla ja vesirakentamisella oli tutkimuksen mukaan vaikututuksensa useiden lajien uhanalaistumiseen. Rakentaminen ja kemikaalit nousivat esille useimmiten yhtenä monista lajiston uhkatekijöistä, mikä kuvaa kaupungistumisen olevan erityisen haitallinen yhdessä monien muiden yhtäaikaisten stressitekijöiden kanssa (Hyvärinen et al., 2019).

Viime vuosina on enenevässä määrin alettu tutkia kaupunkien viheralueiden, etenkin puistojen, mahdollisuuksia kaupunkien biodiversiteetin ylläpitäjinä. Puistot ovat tavallisesti kaupunkien viheralueista kaikista lajirikkaimpia, mutta suuri osa niiden kasvilajistosta koostuu usein ulkomailta tuoduista koristekasveista (Lososová et al., 2011, Avolio et al., 2019). Julkisten puistojen lisäksi myös yksityiset puutarhat tukevat sekä kaupunkialueiden habitaattien että lajiston monimuotoisuutta (Smith et al., 2010; Lososová et al., 2011). Viheralueen koko vaikuttaa olennaisesti alueelta löytyvien habitaattien monipuolisuuteen, minkä vuoksi se on ehkä tärkein viheralueiden lajidiversiteettiä määräävä tekijä (Cornelis & Hermy, 2004). Aiemman tutkimustyön mukaan suurissa puistoissa on usein havaittu olevan pieniä viheralueita runsaampi lajisto (Nielsen et al., 2014; Oishi, 2019 3).

Kaupunkien biodiversiteetille, ja erityisesti kasvilajistolle, on usein ominaista ihmisten mukana uusille alueille kulkeutuneiden vieraslajien suuri osuus verrattuna alueen alkuperäislajistoon (Lososová et al., 2011, Avolio et al., 2019). Yksityisiä ja julkisia viheralueita koristamaan tuotujen koriste- ja puutarhakasvien suuren määrän vuoksi kaupunkipuistojen kasvilajimäärä voi joskus jopa ylittää ympäröivien luonnontilaisten alueiden lajimäärän (Avolio et al., 2019). Osa kaupunkeihin istutetuista koristekasveista voi myös onnistua leviämään myös kaupunkeja ympäröiville luonnontilaisille habitaateille, missä ne saattavat kehittyä merkittäväksi osaksi alkuperäisiä kasviyhteisöjä ja rikastaa alueen kasviston lajirikkautta (Ellis et al., 2012). Eläimillä sen sijaan lajirikkauden on usein havaittu vähentyvän kaupunkiympäristöissä, vaikka joidenkin lajien populaatiotiheydet saattavat joskus kasvaa esimerkiksi helposti saatavilla olevien ruuanlähteiden vuoksi (Faeth et al., 2011).

Joidenkin ihmisen mukana uusille alueille siirtyneiden eliölajien pelätään sopeutuvan paikallista lajistoa paremmin kaupunkien muuntuneisiin ympäristöolosuhteisiin ja sitä kautta vähitellen korvaavan alkuperäisen lajiston (McKinney & Lockwood, 1999). Kaupungistumista usein

seuraava paikallisten lajien runsauden lasku saattaa osaltaan auttaa uusia tulokkaita saamaan tuke-
vammamman aseman uudessa elinympäristössään (Ellis et al, 2012). Tutkimus ei kuitenkaan ole tuottanut
yksiselitteisiä tuloksia, jotka tukisivat olettamusta tulokaslajien uhasta alkuperäislajistolle (Gurevitch
& Padilla, 2004). Esimerkiksi Keski-Euroopassa toteutetussa kasviyhteisöjen tutkimuksessa on ha-
vaistu, että suurin osa ihmisen istuttamista koristekasveista ei kykene lisääntymään uudessa ympäris-
tössään ilman ihmisen avustusta, mikä puolestaan estää lajin muuttumisen paikalliselle lajistolle hai-
talliseksi (Lososová et al., 2011). Lisäksi Los Angelesin kaupungissa kasvavista vieraslajeista vain
noin 5% on havaittu uhkaavan alkuperäislajistoa (Avolio et al., 2019).

Lajiluvultaan ja runsaudeltaan vähäisemmät alkuperäislajit saattavat elää kaupungeissa
ja niitä ympäröivillä alueilla runsaslukuisten tulokaslajien joukossa ilman todellista vaaraa sukupuu-
tosta (Ellis et al., 2012). Vaikka tulokaslajit eivät ajaisikaan alkuperäislajeja sukupuuttoon, saattaa
niillä kuitenkin olla suuri vaikutus kasviyhteisöjen rakenteeseen (Gurevitch & Padilla, 2004). Esi-
merkiksi alkuperäisten lajien korvautuminen uusilla tulokkailla voi muuttaa alueen ekosysteemitoi-
mintoja, mikäli uudet tulokkaat kuuluvat eri funktionaalisiin ryhmiin kuin alkuperäislajit (Cardinale
et al., 2012; Hillebrand et al., 2018).

Kaupunkien biodiversiteetin suojelutoimissa ihmiset voivat suoraan vaikuttaa vain kau-
punkien kasvilajistoon, mikä vuorostaan määrittelee muiden kaupungissa viihtyvien eliölajien moni-
muotoisuuden (Faeth et al., 2011). Rakennettujen keskustojen monimuotoisuutta voidaan parantaa
esimerkiksi istuttamalla kaupunkeihin monipuolisesti kotoperäisiä kasvilajeja (McKinney, 2002; El-
lis et al., 2012). Kaupunkien viheralueet voivatkin siis niiden suunnittelun mukaan toimia tärkeinä
alkuperäisen lajiston ylläpitäjinä (Lososová et al., 2011). McKinney (2002) pohtii artikkelissaan voi-
siko tietoisuuden lisääminen esikaupunkialueiden monimuotoisuudesta lisätä asukkaiden yleistä tie-
toisuutta muun muassa ekologisen sukkession ja kotimaisten kasvilajien tärkeydestä kaupunkialuei-
den monimuotoisuudelle. Koska esikaupungeissa asuu lähinnä varakasta ja korkeasti koulutettua vä-
estöä, voisi ympäristötietoisuuden lisääminen esikaupunkialueilla vaikuttaa merkittävästi koko kau-
pungin biodiversiteetin tilaan.

Monenlainen ihmistoiminta altistaa kaupunkiympäristöt jatkuville eritasoisille häiri-
öille, jollaisia ei alkuperäisessä ympäristössä tapahtunut (Niemelä, 2011). Toistuvat häiriöt estävät
muun muassa kasvillisuuden sukkession etenemisen alkuvaihettaan pidemmälle, millä on osaltaan
suuri vaikutus kaupunkien eliöyhteisöihin (Faeth et al., 2011). Kaupunkien keskustojen kasvillisuuden
onkin havaittu sisältävän runsaasti ihmisten tallaukseen sekä muihin häiriöihin hyvin sopeutuneita
yksivuotisia rikkakasveja sekä hitaammin kehittyvien kasvilajien nuoria yksilöitä (Lososová et al.,
2011).

Häiriöt ovat kuitenkin myös tärkeä osa kutakin elinympäristöä, sillä ne uudistavat habitaatteja, luovat tilaa uusien kasviyksilöiden kasvulle ja estävät muutaman yksittäisen lajin dominoinnin kasvupaikalla. Liian tiheällä taajuudella häiriöt saattavat kuitenkin olla yhtä lailla haitallisia monimuotoisuuden kannalta kuin niiden täydellinen puuttuminen, sillä ne johtavat kasvillisuuteen, joka koostuu vain kaikista nopeimmin vapautuneen tilan ja resurssit hyödyntävistä pioneerilajeista (Connell, 1978). Jotkin lajit pärjäävätkin paremmin kaupunkieja ympäröivillä esikaupunkialueilla, joissa luonnollinen sukkessio pääsee usein vaikuttamaan habitaatteihin ydinkeskustaa voimakkaammin (McKinney, 2002; Giordano et al., 2004). Tämä voi olla eräs syy sille, miksi esikaupunkialueiden kasvilajisto on tavallisesti ydinkeskustoja monipuolisempaa (Lososová et al., 2011).

1.3 Sammalet – yksinkertaiset kasvit

Sammalet ovat kasvikuntaan kuuluvia yksinkertaisia eliöitä, joita löytyy moninaisista ympäristöistä ympäri maapalloa (Ulvinen et al., 2002). Nykyisen eliöstön evolutiivisessa historiassa sammalten on perinteisesti esitetty olevan ensimmäisiä vedestä maalle siirtyneitä kasveja, joista putkilokasvit ovat myöhemmin kehittyneet (Scott, 2008). Eri sammalryhmien kehitysjärjestyksestä sekä niiden yhteydestä putkilokasveihin on kuitenkin esitetty useita näkemyksiä, eikä maakasvien kehitystä kuvaavaa sukupuuta olla kyetty vielä varmuudella ratkaisemaan (Rensing, 2018). Monet sammallajit ovat levinneisyydeltään hyvin laaja-alaisia ja samaa lajia voidaan löytää jopa eri mantereilta, kunhan alueen ympäristöolosuhteet ovat lajille suotuisat (Ulvinen et al., 2002).

Sammalet jaetaan kolmeen ryhmään: lehtisammaliin, maksasammaliin ja sarvisammaliin. Sarvisammalet ovat näistä ehkäpä yksinkertaisin ryhmä, mikä näkyy päällepäinkin keskisuonettomana levymäisenä vartena. Sarvisammalet eroavat lehtisammalista sekä maksasammalista myös siltä osin, että niiden soluista löytyy vain yksi viherhiukkanen ja varren alapinnalla löytyy ilmarakoja (Piippo & Koponen, 2019). Sarvisammalet ovat saaneet nimensä niiden hieman sarvia muistuttavista itiöpesäkkeistä ja ne kasvavat usein kivien ja puunrunkojen päällä. Suomessa sarvisammalia esiintyy vain yhtä lajia (Laine et al., 2016; Piippo & Koponen, 2019).

Sarvisammalten tapaan myös monet maksasammalet viihtyvät kivillä ja puunrungoilla. Maksasammalet jaetaan keuhkosammaliin, nauhamaksasammaliin sekä aitomaksasammaliin, ja niihin kuuluu sekä lehdettömiä että lehdellisiä versoja muodostavia lajeja (Laine et al., 2016; Piippo & Koponen, 2019). Myöskin lehdelliset maksasammalet ovat kuitenkin verrattain yksinkertaisia, sillä

niiltä puuttuvat lehtien keskisuonet. Sarvi ja lehtisammalista poiketen maksasammalten itiöpesäkkeet ovat hyvin lyhytikäisiä (Laine et al., 2016)

Kaikista eniten muita kasveja muistuttavan ryhmän muodostavat lehtisammalet. Ne kasvattavat vihreitä versoja, joissa on usein kierteisesti asettuneet, keskisuonelliset lehdet (Laine et al., 2016). Näiden sammalten juurtumahapset muistuttavat eniten muiden kasvien juuria, sillä ne ovat monisoluisia ja haaraisia. (2) Lehtisammalet jaetaan vielä neljään ryhmään, jotka ovat rahkasammalet, karstasammalet, aitosammalet ja karhunsammalet. Lehtisammalten itiöpesäkkeet kehittyvät osaksi niiden lehdellistä vartta, joko varren kärkeen tai varren sivulle (Laine et al., 2016; Piippo & Koponen, 2019). Varren kärkeen itiöpesäkkeen muodostavia sammalia kutsutaan akrokarpeiksi ja niiden varsi lakkaa kasvamasta itiöpesäkkeen muodostuttua. Pleurokarpeilla, joilla itiöpesäkkeet muodostuvat erillisiin haaroihin, varsi voi puolestaan jatkaa kasvamista vielä lisääntymisrakenteiden kehittymisen jälkeenkin (Vanderpoorten & Goffinet, 2009). Lehtisammalissa on sekä haaroja muodostavia että haarattomia lajeja, ja niiden haaroittuminen on usein melko epäsäännöllistä (Laine et al., 2016). Suomesta lehtisammalia löytyy yli 670 lajia (Piippo & Koponen, 2019). Graduni keskittyy lehtisammallajeihin, joten puhuessani sammalista tarkoitan useimmiten lehtisammalia ellen erikseen mainitse toisin.

1.3.1 Sammalten lisääntyminen

Itiöistä lisääntyvien sammalten elinkierto on kaksivaiheista: gametofyyttivaihe ja sporofyyttivaihe. Gametofyyttiksi kutsutaan sammalten kasvia muistuttavaa, vihreää, lehdekästä vartta, kun taas sporofyytti on suvullista lisääntymistä varten kehittyvä osa sammalta (Vanderpoorten & Goffinet, 2009; Piippo & Koponen, 2019). Maksasammalten ja lehtisammalten sporofyytti kehittyy osaksi vihreää gametofyyttiä ja se nähdään kasvin varresta kasvavana yksittäisenä itiöpesäkkeenä (Vanderpoorten & Goffinet, 2009).

Sammalten gametofyyttivarret ovat haploidisia eli niillä on vain puolet suvulliseen lisääntymiseen vaadittavista geeneistä. Diploidi, itiöpesäkkeellinen sporofyytti muodostuu, kun koirasgametofyytin tuottama siittiösolu on yhtynyt naarasgametofyytin tuottamaan munasoluun (Scott, 2008). Vaikka sammalten tuottamat itiöt kykenevätkin veden lisäksi usein myös leviämään passiivisesti tuulen mukana, vaatii niiden suvullisen lisääntymisen onnistuminen ja itiöiden tuotto silti veden läsnäoloa, sillä koirasgametofyytin tuottamat siittiöt kykenevät kulkemaan munasajan luokse vain veden välityksellä. Tämän vuoksi kosteus on yksi tärkeimmistä, ehkä jopa tärkein ominaisuus sammalten elinympäristöissä (Scott, 2008; Vanderpoorten & Goffinet, 2009; Piippo & Koponen, 2019). Sopivaan ympäristöön päästyään haploidit itiöt itävät tuottaen jälleen uuden vihreän sammalversion,

joka voi aloittaa jälleen uuden suvullisen lisääntymiskierron olosuhteiden ollessa sille sopivat. Jotkin sammallajeista voivat lisääntyä myös suvuttomasti esimerkiksi varren ja lehden palasista tai suvutonta lisääntymistä varten kehittyneiden itusilmujen ja iturihmojen välityksellä (Piippo & Koponen, 2019).

1.3.2 Sammalten rakenne ja kasvutapa

Sammalet kasvavat tavallisesti muodostaen tiiviitä, usein yhdestä tai useammasta lajista koostuvia mattoja (Laine et al., 2016). Mätästävä kasvutapa on valon hyödyntämisen kannalta vähemmän tehokasta kuin useille putkilokasville tyypillinen pysty kasvumuoto, sillä mätäissä yksilöiden varret ja lehdet ovat valoon asettumisen sijasta tiiviisti kiinni toisissaan. Vaikka tiiviinä mätäinä kasvaminen heikentääkin sammalten yhteyttämistehokkuutta, vaatisi pitempien varsien kasvattamisen tehokkaampaa johtosolukkosysteemiä sammalten sisäiselle veden ja ravinteiden kuljetukselle (Scott, 2008). Mattomaisesta kasvutavasta voi kuitenkin olla monille sammallajille myös runsaasti hyötyä, sillä tiiviit kasvustot auttavat pidättämään vettä ja ravinteita sekä vähentävät litteytensä ansiosta tuulen aiheuttamaa haihdutusta. Erityisesti karuissa elinympäristöissä näiden ominaisuuksien on havaittu tukevan toisten sammallajien ja jopa putkilokasvien kasvua sammalmätäissä (Sand-Jensen & Hammer, 2016).

Yksinkertaisesta rakenteestaan huolimatta sammalet ovat sopeutuneet monenlaisiin erilaisiin elinympäristöihin kosteista niityistä puiden rungoille sekä erittäin karuille kasvualustoille, kuten kivien päälle (Piippo & Koponen, 2019). Monenlaisiin pienelinympäristöihin sopeutumisen on osaltaan mahdollistanut sammalten muista kasveista poikkeava kyky kerätä tarvitsemansa veden ja ravinteet diffuusiolla niiden pinnan solukoiden läpi. Tarvitsemansa veden sammalet keräävät niitä ympäröivästä kosteudesta ja ravinteita ne saavat kaasuihin, kuten ammoniakista, sadeveten liuenneista mineraaleista sekä muista ilman partikkeleista kuten tuhkasta (Vanderpoorten & Goffinet, 2009). Muille kasveille on tätä tarkoitusta varten kehittynyt erikoistuneet juuret, mutta sammalten juuria muistuttavat ritsoidit eli juurtumahapset toimivat lähinnä kasvin kiinnittämisessä kasvualustansa, vaikka niillä on osansa myös veden johtamisessa (Piippo & Koponen, 2019). Juurten lisäksi sammalilta puuttuvat myös tehokkaat kasvin sisäiset johtoverkostot (Vanderpoorten & Goffinet, 2009).

Sammalten tapa kerätä vettä ja ravinteita tuo niille etujen lisäksi myös haasteita (Ulvinen et al., 2002). Sammalet kuivuvat yhdessä ympäristönsä kanssa, ja vaikka monet sammalista kestävät ajoittaista kuivumista hyvin, ovat jotkut lajit herkkiä kuivumiselle (Vanderpoorten & Goffinet, 2009). Monilla kuivuutta kestäville sammallajeilla suurin osa kasvin sisältämästä vedestä on kasvisolujen ulkopuolisessa tilassa, eikä solujen sisäinen vesitilanne juurikaan muutu edes kasvin

kuivuessa (Proctor, 2000). Sammalten kuivuessa ja niiden solujen vesipotentiaalin pudotessa lakkaavat myös kasvien kasvu sekä muu aineenvaihdunnan aktiivisuus ja ne siirtyvät lepotilaan, kunnes saavat jälleen imettyä kylliksi kosteutta ympäristöstään (Proctor, 2000; Vanderpoorten & Goffinet, 2009).

Kuivumista kestävien sammallajien välillä on eroja siinä, miten pitkiä jaksoja kuivumista ne kestävät ja kuinka nopeasti solujen aineenvaihdunnan aktiivisuus palautuu kosteuden palatessa (Proctor, 2000). Monilla sammalilla fotosynteesin nopea palautuminen kuivuuden jälkeen, sekä kasvien pieni koko mahdollistavat lyhyidenkin kosteiden jaksojen tehokkaan hyödyntämisen (Tuba et al., 1996). On myös arveltu, että sammalten esiintymistä erittäin kuivissa ympäristöissä voi veden lisäksi rajoittaa hiilihydraattien puute, sillä fotosynteesin hidas palautuminen lepotilan jälkeen johtaa hiilihydraattien loppuun kulumiseen hengityksen kiihtyessä (Alpert & Oechel, 1985).

Jotta sammalet voivat kerätä mahdollisimman tehokkaasti vettä ilmasta sekä muualta ympäristöstään, niiden solurakenteen täytyy olla monia muita kasveja yksinkertaisempi. Monilta sammalilta esimerkiksi puuttuvat kehittyneemmille kasveille tyypillinen kutikula sekä ilmaraot (Vanderpoorten & Goffinet, 2009). Kutikulan puuttuminen sammalten soluseinän päältä mahdollistaa veden ja ravinteiden tehokkaan imeytymisen kasvin sisään, mutta samalla se altistaa sammalet muita kasveja herkemmin monien aineiden, kuten typen ja rikin, haitallisen korkeille pitoisuuksille (Mäkipää, 1995).

1.3.3 Sammalet osana ekosysteemejä

Joskus jopa lähes huomaamattoman pienestä koostaan huolimatta sammalet ovat merkittävä osa ekosysteemejä ja saattavat vaikuttaa suurestikin kasvupaikkansa ympäristöolosuhteisiin. Esimerkiksi sammalten putkilokasveja hitaampi hajoaminen johtaa sammalvaltaisissa elinympäristöissä, kuten pohjoisen soilla, ravinteiden kierron hidastumiseen sekä esimerkiksi suurten orgaanisen hiilen varastojen kertymiseen (Lang et al., 2009).

Arktisilla alueilla pohjakasvillisuutta dominoivat sammalmatot säätelevät maaperän lämpötilaolosuhteita. Sammalmättäiden on havaittu vähentävän vuodenaikojen välisiä eroja maaperän lämpötilassa lämmittämällä maata talvella ja hidastamalla roudan sulamista keväällä (Gornall et al., 2007; Startsev et al., 2007). Sammalten maaperää jäähdyttävä vaikutus voi vaikuttaa koko ekosysteemin ravinteiden kiertoon lyhentämällä putkilokasvien kasvukautta sekä heikentämällä maaperän mikrobien aktiivisuutta (Gornall et al., 2007). Talvisin sammalpeitteet saattavat puolestaan toimia lisäeristeenä, joka estää maaperää ja puiden juuria jäätymästä liian syvältä (Startsev et al., 2007).

Sammalten on havaittu vaikuttavan ekosysteemin ravinteidenkiertoon myös lisäämällä typen saatavuutta etenkin ympäristöissä, joissa kasvillisuuden käytettävissä olevaa typpeä on maaperässä vain rajallisesti. Useiden sammallajien, kuten esimerkiksi sirkumboreaaraisella alueella laajalle levinneen seinäsammalen (*Pleurozium schreberi*), on havaittu toimivan kasvualustana typpeä sitoville syanobakteereille (DeLuca et al., 2002; Lindo et al., 2013). Sammalet toimivat siis typensitojabakteereja isännöivien putkilokasvien tapaan tärkeänä väliportaana ilmakehän ja orgaanisen typen välillä

1.4 Sammalet kaupunkiympäristöissä

1.4.1 Sammalet kaupunki-ilman indikaattoreina

Kaupunkien viheralueita koristavat sammallajit ovat kulkeutuneet kaupunkeihin joko ihmisten mukana tai leviämällä luontaisilta elinpaikoiltaan (Ulvinen et al., 2002). Rakentamisen, liikenteen sekä muiden häiriöiden on kuitenkin useissa tutkimuksissa havaittu vaikuttavan negatiivisesti kaupunkialueiden sammalten lajirikkauteen ja peittävyys (Giordano et al., 2004; Richter et al., 2009; Sérgio et al., 2016; Oishi, 2019). Koska kaupunkien muuntuneisiin olosuhteisiin sopeutuminen on eri eliölajeille hankalaa, ovat monet kaupunkiympäristössä menestyneet lajit saavuttaneet uusissa elinympäristöissään dominoivan aseman. Sama pätee myös sammaliin, minkä vuoksi jotkin lajit voivat olla kaupunkialueilla jopa yleisempiä kuin alkuperäisissä elinympäristöissään (Ulvinen et al., 2002).

Koska useat sammallajit ovat lehtien pintasolukkoa eli epidermiä suojaavan kutikulan puuttumisen vuoksi herkkiä ilmansaasteille ja muille ympäristömyrkyille (Mäkipää, 1995; Vanderpoorten & Goffinet, 2009), on sammalia pyritty käyttämään mm. typen ja rikin oksidien sekä raskasmetallien pitoisuuksien indikaattoreina kaupunkiympäristöissä (Gilbert, 1968). Etenkin puiden rungoilla kasvavia epifyyttejä on usein hyödynnetty ilmanlaadun indikoinnissa. Sammalten hyödyntämistä ilmansaasteiden indikaattoreina tukee lisäksi automatisoitujen mittauslaitteiden kalleus sekä mittauksen hankaluus johtuen saastepitoisuuksien vaihtelevuudesta ajan ja paikan mukaan (Giordano et al., 2004). Kun sammallajistoa hyödynnetään ilmanlaadun arvioimisessa, huomioidaan tavallisesti tutkittavan alueen sammalten lajirikkaus, biomassa sekä niiden peittävyys alueella (Giordano et al., 2004; Manninen et al., 2013; Cowden et al., 2015; Sérgio et al., 2016; Oishi & Hiura, 2017).

Indikaattoritutkimuksissa kaupunkiympäristöissä ilman kohonneiden rikki- ja typpioksidien on havaittu vähentävän sekä sammalten lajirikkautta että niiden peittävyttä (Gilbert, 1968; Krommer et al., 2007). Esimerkiksi Gilbert (1968) havaitsi tutkimuksessaan, että suurin osa sammaleistä häviää kasvupaikoilta, joilla talven rikkidioksidipitoisuus kohoaa yli 50 µg/m³:n. Lisäksi typen

ja rikin kokeellisen lisäämisen on havaittu laskevan sammalten biomassaa (Mäkipää 1995). Myös esimerkiksi tuhka voi olla merkittävä kaupunkien ilmaa saastuttava tekijä, joka vaikuttaa eri sammallajien menestymiseen ihmisten läheisyydessä. Muun muassa tuhkan aiheuttama happamoituminen vähentää happamuudelle herkkien sammallajien esiintymistä ja edistää happamuutta suosivia lajeja (Degtjarenko et al., 2016). Myös sammalten kasvuympäristö voi joskus osaltaan vaikuttaa siihen, miten lajit reagoivat ilmansaasteisiin. Tutkiessaan sammalten ja jäkälien herkkyyttä rikkioksidille Gilbert (1970) havaitsi muun muassa, että sammallajit *Eurhynchium praelongum* ja *Brachythecium rutabulum* ovat herkempiä ilman saastumiselle muilla habitaateilla kuin ruohikoilla. Lainsäädännön ja tekniikan kehittymisen seurauksena rikkipitoisuudet ovat laskeneet merkittävästi monissa kaupungeissa ympäri maailmaa, minkä seurauksena esimerkiksi Lissabonissa joidenkin jo kertaalleen hävinneiden sammallajien on havaittu palanneen takaisin kaupunkieihin (Sérgio et al., 2016).

Raskasmetallit ovat merkittäviä tärkeitä kaupunki-ilman saastuttajista. Esimerkiksi Etelä-Italiassa epifyyttien lyijypitoisuuksien on havaittu olevan korkeampia vilkkaasti liikennöityjen teiden lähellä (Giordano et al., 2004). Raskasmetallien vaikutuksista kasviyhteisöihin ei kuitenkaan ole saatu yksiselitteisiä tutkimustuloksia. Esimerkiksi Saksassa kuivien niitty-yhteisöjen rakennetta selvittäneessä tutkimuksessa ei havaittu merkittäviä eroja raskasmetallipitoisuuksiltaan poikkeavien nurmikoiden kasviyhteisöjen välillä. Sen sijaan sekä putkilokasvien että sammalten monimuotoisuutta säätelivät muut ympäristötekijät kuten pH ja sammalten tapauksessa maaperän syvyys (Becker & Brändel, 2007).

Lajirikkauden määrityksen lisäksi myös sammalten fyysiset ominaisuudet, kuten sammalmaton tiiveys ja varren pituus, voivat kertoa alueen ympäristöolosuhteista. Esimerkiksi eräässä Helsingissä toteutetussa tutkimuksessa havaittiin, että NO_x päästöt kaupunkialueilla johtivat lyhemmän sammalten verson pituuteen. Kasvun heikentyminen ympäristöissä, joissa on ylen määrin typpeä saatavilla, voi olla seurausta typen myrkyllisistä vaikutuksista solutasolla (Manninen et al., 2013). Toinen tyypillinen merkki ilmansaasteista kärsivistä sammalista on niiden lehtien ja varsien vaaleaminen klorofyllin tuhoutumisen seurauksena (Gilbert, 1968).

1.4.2 Sammalten esiintymistä säätelevät tekijät kaupungeissa

Useissa kaupunkien sammallajistoa selvittäneissä tutkimuksissa sammalten lajirikkauden ja peittävyyden on havaittu laskevan mitä lähempänä kaupunkialueen keskusta tai vilkkaasti liikennöityjä teitä ollaan. Esimerkiksi erään Lissabonissa tehdyn tutkimuksen mukaan sammal- ja jäkäläepifyyttien diversiteetti kasvoi kaupungin laitoja kohti edetessä (Sérgio et al., 2016) ja Britanniassa, Northumberlandissa, vain 16km päässä kaupungin keskustasta sammalten lajirikkauden on havaittu olevan

lähes kolme kertaa suurempi kuin kaupungin keskustassa (Gilbert, 1968). Vaikka monet sammalista eivät ole kovin vaateliaita kasvuympäristönsä suhteen, on olemassa myös useita lajeja, jotka ovat erittäin tarkkoja niille sopivista kasvuolosuhteista. Tämän vuoksi monia sammallajeja ei voida löytää kuin hyvin pieniltä alueilta, jotka muodostavat kyseiselle lajille sopivan mikrohabitaatin (Ulvinen et al., 2002).

Maantieteellisesti laajalla alalla, kuten kaupunginosan tai koko kaupungin alueella, vaikuttavien alueellisten ympäristötekijöiden lisäksi sammalten esiintymiseen vaikuttavat merkittävästi myös hyvin paikalliset tekijät (Richter et al., 2009). Tämän vuoksi tutkimusalueen pinta-ala sekä sen kanssa usein positiivisesti korreloiva tutkimusalueelta löytyvien pienoishabitaattien runsaus ovat tärkeitä kaupunkien sammallajistoa selittäviä tekijöitä (Smith et al., 2010; Oishi, 2012). Tällaisia, joskus jopa vain yhden neliömetrin kokoisia mikrohabitaatteja tutkimusalueen sisälle muodostavat muun muassa paikalliset pinnanmuodot, teiden ja asutuksen läheisyys sekä paikallinen kosteus ja pH (Löbel et al., 2006; Richter et al., 2009; Sérgio et al., 2016). Esimerkiksi saman nurmikentän sisäiset kumpareiden ja painanteiden vaihtelut voivat luoda riittävästi vaihtelua vierekkäisten paikkojen kosteusolosuhteissa, jotta eri sammallajit suosivat hieman eri kohtia alueella. Tällaiset mikrotopografiset vaihtelut voivat puolestaan näkyä alueellisen sammallajiston monipuolisuutena (Löbel et al., 2006).

Sammalten kasvua ja kehitystä säätelee niitä ympäröivä kosteus (Vanderpoorten & Goffinet, 2009). Koska sammalet vaativat kosteutta suvulliseen lisääntymiseensä ja ottavat solujensa toimintaan tarvitsemansa veden juurten sijasta pinnan solukoidensa läpi, on kosteus erittäin tärkeä osa sammalten elinympäristöjä. Näin ollen monet sammalet ovat runsaimmillaan kosteissa ja ravinteikkaissa ympäristöissä (Ulvinen et al., 2002). Lissabonin kaupungin epifyyttisammallajiston muutosta 1980 ja 2010-lukujen välillä seuranneessa tutkimuksessa havaittiin, että vertailtavien vuosikymmenten välillä uusia lajeja esiintyi etenkin kosteilla ja ilmanlaadultaan hyvillä alueilla (Sérgio et al., 2016). Tiheään rakennettujen kaupunkien kohonneet lämpötilat sekä suhteellisen kosteuden vähentyminen voivat kuitenkin altistaa kaupunkeja astuttavat sammallajit kuivuusstressille (Oishi, 2019 2). Ympäröiviä rakennettuja alueita tavallisesti viileämpien ja kosteampien puistojen on kuitenkin havaittu tukevan myös kuivuudelle herkkien sammallajien kasvua (Oishi, 2019 3).

Kosteuden lisäksi myös maaperän pH:n on havaittu olevan eräs tärkeimmistä sammalten lajirunsautta määräävistä tekijöistä (Virtanen et al., 2000; Löbel et al., 2006; Tyler et al., 2018). Esimerkiksi eräässä tutkimuksessa sammalten havaittiin puuttuvan lähes kokonaan paikoilta, joissa pH oli alle 4.5, ja vain harvat niittysammallajit, kuten *Rhytidiadelphus squarrosus*, vaikuttavat kestävän vahvasti happamia olosuhteita (Virtanen et al., 2000). Myös muissa tutkimuksissa korkeamman pH:n on havaittu tukevan monipuolisempia sammalyhteisöjä kuin matalan pH:n (Löbel et al., 2006; Becker & Brändel, 2007). Lisäksi korkean pH:n on havaittu vähentävän rikkidioksidin myrkyllisiä

vaikutuksia sammaliin. Jotkin ilmansaasteille herkät sammallajit saattavat kyetä kasvamaan jopa kaupunkien keskustoissa, kunhan niiden kasvualusta on kyllin emäksinen (Gilbert, 1968).

Muun muassa teollisuuden ja liikenteen synnyttämä päästölaskema saattaa vaikuttaa maaperän ravinnepitoisuuteen kaupungeissa (Kaye et al. 2006; Grimm et al., 2008). Lannoituskokeissa sammalten peittävyys ja lajirunsauden on havaittu laskevan maaperän ravinteisuuden kasvaessa (Virtanen et al., 2000; Boch et al., 2018). Sammalten ja lannoituksen välisen negatiivisen korrelaation on usein ajateltu olevan seurausta lannoituksen myötä runsastuneista putkilokasveista sekä kasvillisuuden pohjalle suodattuvan valon määrän vähentymisestä (Virtanen et al., 2000). Boch et al. (2018) saivat kuitenkin selville, että lisääntyneen valokilpailun lisäksi lannoitus vaikuttaa sammaliin myös suoraan. Lannoituksen suorat negatiiviset vaikutukset ovat todennäköisesti seurausta esimerkiksi ammoniumin myrkyllisistä pitoisuuksista kasvien solukoissa (Paulissen et al., 2004).

Viheralueiden muu kasvillisuus eli ruoho- ja puuvartisten putkilokasvit vaikuttavat osaltaan viheralueiden kasvuolosuhteisiin sekä alueen sammalten kasvuun. Aiemmissa tutkimuksissa on havaittu negatiivista korrelaatiota sammalten ja putkilokasvien runsauksien välillä, mikä voi johtua kooltaan pienempien sammalten putkilokasveja heikommasta kilpailukyvyistä (Virtanen et al., 2000; Manninen et al., 2013). Suuremmat kasvit varjostavat sammalten kasvua (Oishi, 2012) sekä kilpailevat juurillaan maaperän ravinteista sammalten kanssa (Ingerpuu et al., 2005; Manninen et al., 2013). Lisäksi putkilokasvit rajoittavat kasvukautensa aikana sammalten runsautta valtaamalla vapaan tilan nopeasti jättäen sammalten kasvulle maaperään vain pieniä laikuittaisia aukkoja (Virtanen et al., 2000).

Putkilokasvien runsauteen vaikuttavat viheralueiden hoitotoimet voivat näin ollen vaikuttaa välillisesti alueen sammalten runsauteen. Esimerkiksi maaperän ravinteiden määrän kasvu lisää putkilokasvien runsautta ja sitä kautta sammaliin kohdistuvaa varjostusta ja kilpailua, mikä saat-
taa epäsuorasti haitata pienikokoisten sammalten menestymistä (Turkington et al., 1998; Zechmeister et al., 2003). Toisaalta lannoituksen loppumista seuraava putkilokasvien vähentyminen saattaa lisätä sammalten runsautta kilpailun vähentyessä ja pohjakerrokseen saapuvan valon määrän lisääntyessä (Virtanen et al., 2000). Rikkaruohojen kitkeminen voi samaan tapaan tukea sammalten runsautta, koska se vähentää ympäröivien suurempien kasvien aiheuttamaa varjostusta ja kilpailupainetta (Oishi, 2012). Putkilokasvirunsautta säätelevät viheralueiden hoitotoimet sekä ihmisten tallauksen aiheuttamat häiriöt luovat sopivalla intensiteetillä toteutettuna sammalille lisää tilaa kaupunkinurmikoilla kasvamiseen. Liiallisella jalankululla voi on kuitenkin olla myös sammalten kasvua heikentäviä vaikutuksia (Oishi, 2012). Viheralueiden suunnittelulla ja hoitotoimilla voitaisiin siis mahdollisesti vaikuttaa niissä menestyvien sammalten lajimäärään (Nielsen et al., 2014).

Putkilokasvien on toisaalta myös havaittu joissain tapauksissa edistävän sammalten kasvua, mutta tällaiset fasilisaatio suhteet ovat hyvin lajikohtaisia. Esimerkiksi Ingerpuu et. al (2005) havaitsi tutkimuksessaan, että nurmikentän putkilokasvien luoma varjostus paransi alueen sammalten kasvua luomalla viileämmän ja vähemmän tuulelle alttiin pienilmaston, mikä puolestaan vähensi sammalten veden kulutusta sekä edisti niiden fotosynteesiä.

1.5 Tutkimuksen tarkoitus ja ennusteet

Koska kaupunkien rakentaminen voi johtaa tulevaisuudessa useiden sammallajien uhanalaisuuden kasvuun, on tärkeää selvittää, mitä sammallajeja kaupungeissa kasvaa ja millaisilla paikoilla (Ulvinen et al., 2002). Vuonna 2019 julkaistun Suomen lajiston kattavan IUCN Punaisen listan mukaan noin 34% Suomesta löytyvistä sammallajeista on uhanalaisia. Uhanalaisten sammallajien määrä on kasvanut vuonna 2010 tehdystä selvityksestä yli sadalla lajilla. Yli puolet sammallajistosta on kuitenkin yhä elinvoimaisia. Uudessa uhanalaisuusluokituksessa huomiotiin voimakas pirstoutuminen sekä joitain muita sammallajien uhanalaisuuteen vaikuttavia tekijöitä tarkemmin kuin edellisessä, vuonna 2010 tehdyssä tarkastuksessa (Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, 2019). Ihmisvaikutusten lisääntyminen voi tulevaisuudessa johtaa yhä useampiin muutoksiin sammalten uhanalaisuusluokituksissa ja johtaa yhä useampien lajien uhanalaisuuden kasvuun.

Selvittämällä ihmisvaikutusten alaisuudessa olevien viheralueiden sammalkoostumuksen voidaan saada käsitys kaupungistumisen vaikutuksesta alueen sammallajistoon. Lisäksi lajiston muutoksista voidaan päätellä, mitkä lajit kykenevät sopeutumaan ihmisen muuttamaan ympäristöön paremmin ja millä lajeilla on suurempi uhka vähentyä kaupunkialueiden laajentuessa (Smith et al., 2010). Kaupunkialueilla on usein havaittavissa yhden tai muutaman ihmisvaikutuksiin hyvin sopeutuneen lajin poikkeuksellinen runsaus (McKinney & Lockwood, 1999). Jotkin lajit, kuten Euroopan alueella yleinen *Brachthecium rutbulum*, voivat esimerkiksi kyetä hyödyntämään ylimääräisen typen tehokkaasti, mikä mahdollistaa niiden voimakkaan kasvun kaupunkiympäristöissä (Sérgio et al., 2016; Boch et al., 2018). Lajien esiintymisen perusteella voidaan joskus tehdä myös päätelmiä tutkitun alueen ympäristöolosuhteista (Pakeman et al. 2007; Pakeman et al, 2019). Sekä herkkien lajien puuttuminen että tietyille olosuhteille kestävien lajien poikkeuksellinen runsaus kertovat osaltaan alueella vallitsevista kasvuolosuhteista.

Kaupunkiympäristöissä tehdyt tutkimukset sammalten runsaudesta ja monimuotoisuudesta ovat Suomessa sekä muualla maailmassa vielä vähäisiä. Suurin osa kaupunkien viheralueiden lajirikkautta selvittäneistä tutkimuksista on keskittynyt kaupunkien lintu- ja hyönteislajistoon.

Kaupunkien sammallajistosta kerättyä tutkimustietoa on lähinnä Euroopasta ja Aasiasta (Nielsen et al., 2014). On kuitenkin tärkeää saada tietoa eri lajien ja eliöryhmien menestyksestä kaupunkiympäristöissä, jotta rakennetun ympäristön vaikutuksia monimuotoisuuteen voidaan arvioida paremmin. Gradu tutkimukseni tarkoituksena on kerätä tietoa sammallajistosta sekä eri lajien runsaudesta Oulun kaupungin eri tavoin hoidetuilta puuttomilta viheralueilta. Tutkimuksella pyritään lisäämään ymmärrystä sammalten yhteisörakenteeseen, levinneisyyteen ja lajirikkauteen vaikuttavista tekijöistä kaupunkiympäristössä. Lisäksi tutkimuksen avulla koetettiin löytää vihjeitä siitä vaikuttavatko ihmistoiminta ja sen intensiteetin erot eri sammallajien levinneisyyteen Oulun kaupungissa, vai ovatko kenties valo, kosteus sekä muut paikalliset ympäristötekijät tärkeämpiä sammalyhteisöjä muovaavia tekijöitä. Vaikka paikkakohtaisilla tekijöillä on todennäköisesti suuri vaikutus eri viheralueilta löytyvään sammallajistoon, oletetaan joidenkin alueellisesti vaikuttavien tekijöiden luovan eri puolille Oulua hieman poikkeavat mahdollisuudet eri sammalten selviytymiselle.

Tutkimuksessa tarkastellaan neljää hypoteesia sammalten levinneisyydestä ja runsaudesta Oulun kaupungissa. 1) Sammalten lajimäärän ja peittävyiden ennustetaan laskevan lähempänä kaupungin keskustaa ja vilkkaasti liikennöityjä teitä. 2) Sammalten lajimäärän odotettiin olevan runsain vanhoilla viheralueilla, joissa hoidon ja tallauksen intensiteetti olivat keskitasoisia. 3) Paikalliset ympäristötekijät vaikuttavat sammalten levinneisyyteen ja sammalten lajimäärän oletettiin olevan runsain ympäristöolosuhteiltaan monipuolisimmilla viheralueilla. 4) Putkilokasvipeittävyiden ja sammalpeittävyiden välillä oletettiin olevan negatiivinen korrelaatio, johtuen putkilokasvien aiheuttamasta tila- ja valokilpailusta.

Ensinnäkin tutkittavan viheralueen etäisyyden Oulun kaupungin keskustasta oletetaan vaikuttavan sammallajiston monipuolisuuteen niin, että lähempänä keskustaa olevilta tutkimuskohteilta löydetään vähemmän sammallajistoa kuin kauemmaksi keskustaa sijoittuvilta tutkimuskohteilta. Myös sammalten peittävyiden oletettiin olevan pienempi lähempänä keskustaa. Kaupungin keskustalle tyypillinen huonompi ilmanlaatu (Kaye et al., 2006) sekä tiheämpi rakentaminen saattavat rajoittaa keskustan viheralueiden eliölajistoa (Tartalos et al., 2007). Kun etäisyys ydinkeskustaan kasvaa, ovat ilmanlaatuun negatiivisesti vaikuttavien partikkeleiden määrät tavallisesti pienempiä (Lovett et al., 2000). Lisäksi omakotitaloalueiden yksityiset puutarhat tarjoavat julkisten viheralueiden ohella runsaammin eri elinympäristöjä, mikä puolestaan saattaa näkyä myös julkisissa viheralueissa monipuolisempana lajistona (Gaston et al., 2005; Goddard et al., 2009). Tällainen kaupunki-maaseutu-gradientin tarkastelu on yhteisöekologisissa tutkimuksissa melko yleinen tapa koettaa selvittää kaupunkialueiden vaikutuksia eri eliöryhmien diversiteettiin (Nielsen et al., 2014). Samaan tapaan oletuksena oli myös, että pienempi etäisyys vilkkaasti liikennöityihin valtateihin saattaa vaikuttaa negatiivisesti niiden läheisyydessä sijaitsevien puistojen sammallajistoon.

Toinen ennusteista liittyi viheraluekohtaisiin ominaisuuksiin: puiston ikään sekä hoidon intensiteettiin ja tallaukseen. Sammalten lajirikkauden oletettiin kasvavan puiston iän myötä, sillä mitä vanhempi viheralue on, sitä enemmän eri lajeilla voidaan olettaa olleen aikaa saapua paikalle ja perustaa sinne uusi populaatio (Nielsen et al., 2014). Hoidon intensiteetissä keksimääräisen hoidon oletettiin olevan optimaalisin sammalten lajirunsaudelle ja peittävyydelle, sillä ajoittaiset häiriöt (Connell, 1978), kuten nurmikon leikkaus, rajoittavat putkilokasvien kasvua antaen sammalille enemmän mahdollisuuksia vallata tilaa nurmikolta. Tallauksen ajateltiin vaikuttavan samaan tapaan kuin hoidon intensiteetin (Oishi, 2012). Viheralueelle häiriöitä aiheuttavan hoidon ja tallauksen vaikutusten voidaan olettaa olevan verrattavissa herbivorien vaikutuksiin kasviyhteisöihin, ja esimerkiksi putkilokasvirunsautta vähentävän laidunnuksen on havaittu lisäävän sammalten lajirunsautta muun muassa Ruotsin, Öölannissa (Tyler et al., 2018).

Kolmannessa ennusteessa huomioitiin sammaliin vaikuttavat paikalliset ympäristöolosuhteet kuten valo, kosteus ja pH. Puistokohtaisten ympäristöolosuhteiden oletetaan vaikuttavan sammallajien esiintymiseen, koska monet sammalet kasvavat tarkasti vain niille sopivissa pienympäristöissä (Ulvinen et al., 2002). Lajimäärän oletettiin olevan runsain viheralueilla, joilta löytyi runsaimmin mikrohabitaattien vaihtelua, kuten esimerkiksi pienoistopografiasta johtuvia eroavaisuuksia nurmikentän eri osien kosteusolosuhteissa (Löbel et al., 2006; Richter et al., 2009; Sérgio et al., 2016).

Lopuksi putkilokasvien peittävyiden ja sammalten peittävyiden välillä oletettiin olevan negatiivinen suhde. Sammalten peittävyiden on todettu vähentyvän putkilokasvipeittävyiden kasvaessa myös aiemmissa tutkimuksissa, ja ilmiötä on usein selitetty sammalten heikommalla kilpailukyvyllä suurempikokoisiin putkilokasveihin verrattuna. Mikäli sammalia kookkaammiksi kasvavat putkilokasvit saavat kasvaa suhteellisen häiriöttä, valtaavat ne nopeasti suuren osan viheralueilla tarjolla olevasta tilasta (Virtanen et al., 2000). Putkilokasvien runsaudella on havaittu olevan sammalten peittävyiden lisäksi negatiivinen vaikutus myös sammalten lajirikkauteen.

2 Materiaalit ja menetelmät

2.1 Tutkimuspaikka, Oulu, Suomi

Tutkimus toteutettiin Oulun kaupungissa Pohjois-pohjanmaalla, joka on perustamisensa (1605) jälkeen kasvanut Suomen 6. suurimmaksi kaupungiksi. Nykyisin Oulun kaupunki nähdään Pohjois-Suomen teknologian keskuksena, mutta myös metsät ovat aina olleet tärkeä osa Oulun kasvua ja menestystä; ensin osana tervantuotantoa ja myöhemmin paperiteollisuuden raaka-aineena (Vilpa, 1999). Kaupunkialueen metsät ovat kuitenkin historiansa aikana kärsineet sekä niiden teollisen hyödynnyksen että ilmanlaadun heikkenemisen vuoksi. Luontotietoisuuden kasvu lisäsi kuitenkin myös metsien suojelua 1970-luvulta lähtien ja nykyisin Oulussa on paljon myös virkistyskäyttöön, esimerkiksi luontopoluiksi, jätettyjä metsäalueita (Vilpa, 1999; Väre et al., 2005).

Oulun kaupunki kuuluu Oulun Pohjanmaan (OP) eliömaakuntaan ja sijaitsee Perämeren rannalla, minkä vuoksi alueen lämpötilat ovat hieman sisämaata korkeampia ja sademäärät vähäisempiä (Väre et al., 2005). Lisäksi kaupungin läpi virtaa Oulujoki, jonka vettä hyödynnetään muun muassa sähköntuotannossa ja puhdistuksen jälkeen jopa juomavetenä. Oulujoen patoaminen energiantuotantoon on poistanut joen kesätulvat lähes kokonaan, mutta keväällä lumen sulamisen seurauksena joki tulvii kuitenkin paikoin yhä edelleen (Vilpa, 1999). Esimerkiksi Etelä-Oulussa sijaitsevassa Heikkilänsaaressa, tulvat voivat pahimmillaan aiheuttaa jopa riskejä asutukselle. Tavallisesta poikkeavia tulvia on kuitenkin ollut vain vuosina 1998 sekä 2006 (Pohjois-Pohjanmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus ja Kainuun elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus, 2011). Viimevuosina ihmistoiminnan aiheuttama jokiveden happamoituminen ja rehevöityminen on muuttunut Oulussa aikaisempaa suuremmaksi ongelmaksi (Vilpa, 1999; Väre et al., 2005).

Veden ja metsien lisäksi Oulun kaupungin luontoa edustaa edellisen jääkauden lopusta lähtien jatkunut maan kohoaminen, joka yhä edelleenkin muuttaa aktiivisesti Oulun kasvillisuuden piirteitä (Vilpa, 1999; Väre et al., 2005). Maankohoamisen sekä joen ja meren yhteistyön tuloksena Oulun merenrantavyöhyke koostuu hienojakoisista hiekka- ja savisedimenteistä, mikä on osasyynä Oulun rannikolta löytyville luonnostaan reheville kasvillisuuslaikuille (Vilpa, 1999; Väre et al., 2005). Myös kaupungin itäpuolelta löytyy ravinteikasta maaperää muodostavaa kiilleliusketta, mutta suurimmaksi osaksi Oulun kallioperä on kuitenkin vähäravinteista graniittia (Väre et al., 2005). Graniittikallion päällä oleva maaperä on Oulussa karua ja turvepitoista, minkä vuoksi alueen puustoa dominoi vaatimattomissakin oloissa menestyvä mänty (Vilpa, 1999).

Oulu kuuluu keskiboreaaliseen kasvillisuusvyöhykkeeseen (Ahti et al. 1968). Alueen kasvitaksoneista yli puolen arvellaan levinneen seudulle ihmisen avustuksella, ja esimerkiksi Oulun

niitty- ja puutarhakasvillisuudesta löytyy useita ihmisen mukanaan tuomia kasvilajeja. Ravinteikkaassa murtovedessä viihtyvä rantakasvillisuus, rannikoiden niityt sekä suot ovat ennen olleet merkittävä osa Oulun kasvillisuutta, mutta lisääntyneet typpipäästöt, laidunnuksen loppuminen ja ojitukset ovat köyhdyttäneet seudun kasvilajistoa (Vilpa, 1999; Väre et al., 2005). 1990-luvulta lähtien kaupungin viheralueiden hoidossa on kuitenkin huomioitu kasviston monipuolisuus antamalla joidenkin nurmikenttien kasvaa koko kesä vapaasti (Vilpa, 1999). Tällaiset ”maisemaniityt” leikataan vain kerran loppukesästä ja niitä koristaakin kesän aikana korkea ja rehevä niittykasvillisuus (Oulun kaupunki, Oulun karttapalvelu).

Oulun kaupungissa on runsaasti puistoja ja keskustan vanhimpien puistojen historia ulottuu jopa 1800-luvulle. Tällaisia historiallisia viheralueita ovat muun muassa Kaupunginojan varressa olevat Lyötyn puisto, Pokkisen puisto sekä Otto-Karhin puisto (Vilpa, 1999; Niskala et al., 2008). Oulujoen entiselle suistoalueelle muodostunut Hupisaarten alue on kaupungin suurimpia ja monipuolisimpia viheralueita. Puistoalueen maaperä tukee historiansa vuoksi luonnostaankin rehevää lehtokasvillisuutta, minkä lisäksi alueella on kasvillisuuden kannalta ympäröiviä alueita edullisempi pienilmasto (Vilpa, 1999; Väre et al., 2005).

Oulu on ollut jo pitkään Pohjois-Suomen kasvukeskus, mutta etenkin kaupungin teknologisen kehityksen alkuvaiheissa ympäristöarvoihin ei juurikaan kiinnitetty huomiota; esimerkiksi puhdistamattomia jätevesiä laskettiin luonnon vesistöihin 1960-luvulle asti. Myös Oulun ilman laatu huononi teknologista kehitystä seuranneiden teollisuuden ja henkilöautoliikenteen päästöjen seurauksena. 1997 Oulussa kuitenkin hyväksyttiin kestävän kehityksen politiikka, jonka keskeisiin periaatteisiin kuuluu huomioida paikalliset olosuhteet ja arvot ympäristön hoidossa sekä pyrkiä jatkuvasti kohti parempaa ympäristön tilaa (Vilpa, 1999).

Ympäristötietoisuuden sekä prosessiteknikan kehittymisen myötä saasteiden pitoisuuksia Oulun kaupunki-ilmassa on saatu vähitellen vähennettyä 1970-luvulta lähtien. Teollisuus ja liikenne huonontavat silti yhä edelleen Oulun ilmanlaatua. Vilkastuneen henkilöautoliikenteen vuoksi etenkin ilman typpipäästöjä ei ole onnistuttu laskemaan yhtä merkittävästi kuin mihin rikkipäästöjen vähentämisessä on päästy (Vilpa, 1999; Oulun seudun ympäristötoimi, 2019). Oulun kaupungissa seurataan ilmanlaatua kolmella mittauspisteellä. Yksi pisteistä on sijoitettu kaupungin keskustaan ja toinen kaupungin pohjoisosan asutusalueelle, Pyykösjärvelle. Lisäksi ilman rikkipitoisuutta mitataan keskustan eteläpuolella Nokelan kaupunginosassa, Oulun keskustasta etelään. Tiedot kaupungin ilmanlaadusta päivitetään tunnin välein (Oulun seudun ympäristötoimi, 2019).

Tällä hetkellä Oulun kaupunki-ilman suurimpia saastuttajia ovat liikenne, Toppilassa sijaitseva voimalaitos, keskustan tuntumassa sijaitseva Nuottasaaren teollisuusalue sekä Kemira Chemicals Oy:n tehdasalue Oulujoen pohjoispuolella (Vilpa, 1999; Oulun seudun ympäristötoimi, 2019).

Vuonna 2018 Oulun korkeimmat typpipäästöt mitattiin keskustassa ja Pyykösjärvellä. Lisäksi typpi-dioksidin sekä otsonin pitoisuuksien havaittiin olleen hieman korkeammat kuin mitä ne ovat olleet muutamana aikaisempana vuotena. Ilmanlaatu kuitenkin pysyi suurimman osan vuodesta hyvällä tasolla jopa kaupungin keskustassa, missä ilmanlaatu poikkesi asuinalueiden tasosta vain hieman yli kymmenenä tuntina koko vuoden aikana (Oulun seudun ympäristötoimi, 2019).

Oulussa on hyödynnetty bioindikaattoreita ilmanlaadun tutkimuksessa jo 1960-luvulta lähtien havupuiden neulasten, sammalten ja jäkälien tutkimuksen avulla (Vilpa, 1999). Vaikka nykyinen ilmanlaatu on kyllin hyvä (Oulun seudun ympäristötoimi, 2019), että vältetään suuret ja akuutit kasvivauriot, voi pitkään jatkuneella vähäiselläkin ilmansaastumisella olla vaikutuksia Oulun seudun kasvillisuuteen. Esimerkiksi keskustan tuntumassa on ollut havaittavissa havupuiden harsuuntumista ja kuusen on sanottu kertaalleen jopa hävinneen keskustan lähimetsistä (Vilpa, 1999; Väre et al., 2005). Lisäksi maaperän lisääntyneen typpikuormituksen arvellaan heikentäneen Oulun sammallajistoa (Vilpa, 1999).

2.2 Maastotyöt

Maastotöiden otantamenetelmän perustana käytettiin Nutrient Network protokollaa vuodelta 2008. Näytteitä kerättiin 20 viheralueelta eripuolilta Oulun kaupunkia (ks. liite 3, kartta). Koska tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää kaupungistumisen mahdollisia vaikutuksia viheralueiden sammallajistoon, sijoitettiin tutkimusalueet siten, että osa kohteista sijaitsi Oulun keskustan tuntumassa ja loput kohteet sijaitsivat eri etäisyyksillä keskustasta. Kohteiden sijoittelussa pyrittiin mahdollisuuksien mukaan huomioimaan kaikki eri ilmansuunnat Oulun keskustasta kohti asuinalueita, mutta Oulun keskustasta itään, Oulujoen pohjoispuolella on suurehko alue, jolta en onnistunut löytämään tutkimuskohteeksi sopivaa viheraluetta. Lisäksi muutama viheralue sijoitettiin tarkoituksellisesti kiinnostavilta vaikuttaviin paikkoihin, kuten Nuottasaaren tehdasalueen lähelle, joen rantaan sekä vilkkaasti liikennöidyn tien lähistölle.

Tutkittavat viheralueet valittiin siten, että niille mahtui sijoittamaan yhden 10x30m kokoisen blokin ja että blokin alalle sattui mahdollisimman vähän puita tai muita sammallajistoon mahdollisesti vaikuttavia ympäristömuuttujia (ks. liite 4 kuvat). Lisäksi tutkimuskohteiksi pyrittiin mahdollisuuksien mukaan valitsemaan joko puistoiksi rakennettuja kohteita tai muuten yleisessä käytössä olevia viheralueita esimerkiksi leikkipuistojen ja pelikenttien läheltä. Koska tarpeeksi suurien viheralueiden löytäminen oli jossain määrin haasteellista, kasvoi joidenkin tutkimuskohteiden alueella muutamia yksittäisiä puita; yleensä kuitenkin blokin rajojen ulkopuolella mutta parissa kohteessa

myös blokin sisäpuolella. Lisäksi muutamalla viheralueella blokin alueelle osui poluksi tallautuneita alueita, jotka kertovat ihmisten liikkumisesta viheralueella. Tällaiset yleisestä poikkeavat ympäristökijät kirjattiin erikseen näyteruutukohtaisiin muistiinpanoihin.

Jokainen viheralueelle sijoitettu tutkimusblokki jakautui kymmeneen osaan, joiden kunkin sisältä tutkittiin yksi neliömetrin ruutu eli toisin sanoen jokaiselta viheralueelta tutkittiin yhteensä 10 neliömetrin näyteruutua. Koko tutkimuksen otoskooksi saatiin siis yhteensä 200 neliömetrin ruutua. Ruudut valittiin satunnaisotannalla, mutta jakamalla blokki 10 osaan ennen satunnaistamista varmistettiin, että koko blokin ala tulee edustetuksi otannassa, ja etteivät kaikki tutkittavat neliömetrin alat sattumalta pääsisi pakkautumaan esimerkiksi blokin toiseen pätyyn.

Tutkituista ruuduista arvioitiin silmämääräisesti sen sisällä kasvavien sammalten ja putkilokasvien prosentuaaliset peittävyudet. Sammalten peittävyudet määriteltiin lajeittain, ja putkilokasvien kokonaispeittävyys jaettiin neljään eri alaluokkaan: ensin eläviin ja kuolleisiin kasveihin, sitten heinämäisiin ja ruohomaisiin kasveihin. Lisäksi arvioitiin myös kasvillisuuden alta näkyvän paljaan maan sekä mahdollisten suurten kivien prosentuaaliset peittävyudet. Otantaruutujen tutkimisen jälkeen tutkimusblokin alue kuljettiin vielä kertaalleen läpi, jotta varmistuttaisiin, kasvoiko ruutujen ulkopuolella havaitsematta jääneitä sammallajeja. Mahdollisesti löydettyt lisälajit kirjattiin blokkikohtaisesti ylös.

Maastotyöt suoritettiin toukokuun puolivälistä kesäkuun puoliväliin kestävästä noin kuukauden pituisena ajanjaksona. Tavoitteena oli saada sammalnäytteet kerättyä ennen kuin putkilokasvien kasvukausi pääsee kunnolla vauhtiin ja mahdollisesti haittaa sammalten kasvua sekä havaitsemista viheralueiden nurmikentillä. Tutkimus pyrittiin suorittamaan vuorottaisina maastopäivinä ensin viheralueella kauempana Oulun keskustasta ja seuraavalla keralla keskustan tuntumassa olevalla viheralueella. Koska maastotyöt jakautuivat lähes kuukauden pituiselle ajanjaksolle, pyrittiin tällä tavoin välttämään, etteivät kasvukauden eri vaiheet pääsisi pakkautumaan tutkittavan kaupungistumisgradientin toiseen pätyyn.

Kokemuksen puutteen ja eri sammallajien tunnistamisen hankaluuden vuoksi suurin osa tunnistamisesta tapahtui näytteiden keräämisen jälkeen laboratoriossa mikroskoopin avulla. Kolmen ruudun (yksi blokissa 11, kaksi blokissa 13) kohdalla puuttuivat tiedot putkilokasvien kuolleiden ja elävien kasvinosien sekä heinien ja ruohojen prosentuaalisista osuuksista. Puuttuvat arvot täytettiin blokin muiden ruutujen keskiarvoilla.

2.3 Sammallajistoon vaikuttavien muuttujien määrittäminen

Oulun kaupungin puistoista löydettyjen sammalten lajirikkautta ja peittävyyttä pyrittiin selittämään useiden sammalten esiintymiseen mahdollisesti vaikuttavien muuttujien avulla. Maastotöissä havainnoitujen putkilokasvipeittävyyksien lisäksi selvitettiin ulkoisia lähteitä hyväksi käyttäen myös viheralueen ikä, tallauksen aste, viheralueen hoidon intensiteetti, alueen maaperä sekä alueen etäisyys keskustasta, tiestä ja vesistöstä. Näitä muuttujia hyödyntäen rakennettiin datan analysointivaiheessa malleja selittämään sammalten esiintymistä.

Viheralueen ikä saattaa vaikuttaa olennaisesti alueen sammalten lajirikkauteen. Mitä vanhempi tutkittava puisto on, sitä enemmän eri lajeilla voidaan olettaa olleen aikaa levitä paikalle. Uusia puistoja ei sen sijaan ole mahdollisesti ehtinyt saavuttaa kuin vain muutama nopeasti leviävä ja kasvava laji (Connell & Slatyer, 1977; Connell 1978). Koska puistojen kunnostustöissä nurmikenttiä saatetaan tuhota ja uusia suuriltakin alueilta, määriteltiin tutkimuksessa käytettyjen viheralueiden ikä rakentamisvuoden tai viimeisimmän saneerausvuoden perusteella. Tiedot Oulun kaupungille kuuluvista viheralueista saatiin kaupungin yhdyskuntapalveluista, mutta viidelle kohteelle ei ollut tiedossa niiden rakentamis- tai kunnostusvuosia. Kaksi näistä kohteista ei ollut Oulun kaupungin maita, joten kaupungilla ei ollut tietoa niiden historiasta. Lisäksi kaksi kohteista oli kaupungin suurimmasta ja ehkä jopa vanhimmista puistoista Hupisaarilta, ja yksi joen varrelta.

Viheralueen tallautuminen sekä hoitotoimenpiteet voivat vaikuttaa tutkittavan viheralueen sammallajistoon aiheuttamalla häiriöitä, luomalla uutta kasvutilaa sekä poistamalla putkilokasvien aiheuttamaa kilpailupainetta (Virtanen et al., 2000; Oishi, 2012). Tämän vuoksi jokaiselle viheralueelle kirjattiin tallautumisen ja hoidon intensiteettiä kuvaava arvo. Tallautuminen arvioitiin silmä-määräisesti, minkä jälkeen sen intensiteetti määriteltiin asteikolla yhdestä kolmeen. Kolmiportaisella asteikolla haluttiin tuoda esille sitä, että kyseinen arvo on subjektiivinen ja vain likimääräinen arvio eri viheralueiden eroista tallautumisen suhteen, eikä siis kovinkaan tarkka kuvaus todellisuudesta.

Hoidon intensiteetin arvo otettiin puolestaan Oulun seudun karttapalvelusta. Kaupungin hoitoluokitukset sekä niiden selitykset näkyvät taulukossa 1. Tutkimusalueet jakautuivat yhteensä kolmeen eri hoitoluokkaan: A2, A3 sekä B3. Luokat kuvaavat nurmikon maksimipituutta ruohonleikkauksen aikana. A2 luokan viheralueilla nurmikon maksimipituudeksi on määriteltä 12cm ja A3 luokassa maksimipituus on 25cm. B3 luokan nurmikenttiä kutsutaan maisemaniityiksi, ja ne leikataan vain kerran elokuussa, jolloin leikkuujäte myös kerätään pois. Lisäksi kaupungilta kerrottiin, ettei viheralueiden nurmikoita lannoiteta erityisesti, ja että pääsääntöisesti hoitotoimet sisältävät vain yllämainitun nurmikon leikkauksen.

<i>Hoitoluokitus</i>	<i>Selite</i>
A1	Nurmikon max pituus 7 cm
A2	Nurmikon max pituus 12 cm
A3	Nurmikon max pituus 25 cm
A0	Nurmikon leikkaus kuuluu kiinteistölle
B3	Niitty leikataan elokuussa, leikkuujäte kerätään
B6a	Niitty leikataan elokuussa
B6b	Piennarniitty leikataan kesäkuussa ja elokuussa
E	Alueella on erikseen sovittu kohdekohtainen hoito

Taulukko 1: Viheralueiden hoitoluokitukset ja niiden selitykset (<https://kartta.ouka.fi/ims>)

Tutkimuskohteiden etäisyys Oulun keskustaan, lähimpään tiehen, sekä lähimpään vesistöön mitattiin kartalta maastotöiden suorittamisen jälkeen. Etäisyytenä keskustaan käytettiin kunkin blokin etäisyyttä keskustaksi määritellystä pisteestä, joka sijaitsi Rotuaarin kävelykadulla, Pakkahuoneenkadun päädyssä. Etäisyys tiestä mitattiin linnuntietä pitkin lähimpään valtatiehen, jotka oli määritelty Oulun kaupungin kartassa. Etäisyys vesistöön puolestaan oli suurin tie blokin koordinaattipisteestä lähimpään jokeen, järveen, mereen tai kaupungin läpi kulkevaan Kaupunginojaan. Etäisyyksillä keskustaan ja tiehen haluttiin tarkastella kaupungistumisen sekä ilmansaasteiden mahdollisia vaikutuksia sammalten esiintymiseen. Etäisyydellä vesistöön sen sijaan haluttiin huomioida mahdollisuus, että kosteat ympäristöt tukevat runsaampaa sammallajistoa kuin kuivat ympäristöt, sillä kosteus on yksi tärkeimmistä sammalten kasvuun vaikuttavista ympäristötekijöistä (Vanderpoorten & Goffinet, 2009).

Koska eri maalajit saattavat aiheuttaa merkittävää vaihtelua eri paikkojen välisiin kosteus-, ravinne- ja happamuusolosuhteisiin (Crawford, 2008), määriteltiin tutkimusalueiden maaperä Geologisen tutkimuskeskuksen maankamara-palvelusta (<https://gtkdata.gtk.fi/Maankamara/index.html>) saadun maaperäkartan perusteella. Suurimmalla osalla tutkimuskohteista maaperä oli määritelty karkeaksi hiedaksi (KHt). Vain viidessä kohteessa maaperä olosuhteet poikkesivat KHt:stä. Meritoppilan tutkimuspisteessä sekä Madetojan musiikkikeskuksen viereisellä viheralueella maaperäluokaksi oli määritelty täyttömaa. Hupisaarilla, Pohjois-Pojanmaan museon tutkimuspisteellä maaperä oli hiekkamoreenia, Nokelassa hiekkaa ja keskustasta kaukaisimmassa tutkimuspisteessä, Heikkilänkankaalla, maaperä oli hienoa hietaa. Kaikilla tutkimuspaikoilla sekä pinta- että pohjamaa kuuluivat samaan luokkaan.

2.4 Tilastotieteelliset analyysit

Kaikki tilastotieteelliset analyysit suoritettiin R-ohjelmalla (R Core Team 2019). Eri muuttujien vaikutuksia sammalten peittävyys ja lajimäärään tarkasteltiin suurimmaksi osaksi yksinkertaisten lineaaristen mallien (LM) avulla, sillä tarkastellut vastemuuttujat (sammalten peittävyys ja lajimäärä) ovat jatkuvia muuttujia eikä malleissa ollut mukana satunnaistekijöitä. Testauksessa käytettyjä selittäviä muuttujia olivat putkilokasvien peittävyys, puuston ikä, tallaus, hoitoluokitus, sekä paikan etäisyys tiestä, keskustasta ja vedestä. Jokaisen muuttujan vaikutuksia vastemuuttujina toimiviin sammalpeittävyys ja -lajimäärään testattiin yksinään, ja monimutkaisen mallien rakentamista vältettiin. Mallinnuksessa hyödynnettiin blokkikohtaisia arvoja, minkä vuoksi sammalten ja putkilokasvien peittävyysarvot ovat kymmenestä otantaruudusta laskettuja blokkikohtaisia keskiarvoja.

Diversiteettiä tarkasteltiin laskemalla sekä kaikki tutkimuskohteet kattava alueellinen gamma diversiteetti että paikkakohtainen alfadiversiteetti. Lisäksi tutkittujen viheralueiden sisäistä sammaldiversiteetin vaihtelua havainnollisteettiin beta-dispersion avulla (Anderson, 2006). Beta dispersion tarkastelussa hyödynnettiin useita eri menetelmiä, kuten Bray-Curtis-dissimilariteetti arvoja, ANOVA- testiä ja boxplot kuvaajia. Esimerkiksi Bray-Curtis-arvojen laskennassa otetaan huomioon kultakin blokilta löydettyjen eri sammallajien runsaussuhteiden vaihtelu blokin otantaruutujen välillä. Bray-Curtis-arvojen käyttöä yhteisödatan tarkastelussa tukee muun muassa menetelmän soveltuvuus %-peittävyysaineistolle myös tilanteissa, joissa aineistossa on runsaasti nolla-arvoja sekä jakaumien vääristymiä (Anderson, 2006). Beta-dispersion laskennassa käytettiin ruutukohtaista dataa, johon oli kirjattu kultakin ruudulta löytyneiden sammallajien peittävyystiedot. Koska nolla-arvot poistettiin datasta testausta varten, puuttui käytössä olevasta ruutukohtaisesta datasta tyhjät ruudut sekä kolme blokkia, joissa yhdenkään ruudun sisälle ei ollut sattunut sammalia.

Lisäksi lajien jakautumista toisiinsa nähden pyrittiin tarkastelemaan NMDS-ordinaatiolla, johon lisäksi sovitettiin R-ohjelman envfit-funktion avulla yhteisöjen koostumuksiin mahdollisesti vaikuttavien tekijöiden kuten maaperän muutosvektorit (Oksanen et al., 2019). Ordinaation ja sovitetun muutosvektorin merkitsevyyttä testattiin permutaatiotesteillä käyttäen oletusarvoista 999 permutaatiota. Ordinaatiossa käytettiin hyödyksi blokkikohtaisesti keskiarvoistettua aineistoa, josta oli poistettu nolla-arvot eli toisin sanoen tarkastelussa huomioitiin vain 19/20 blokkia, joilta oli löydetty vähintään yhtä sammallajia. Koska tutkimuskohteet jakautuivat hyvin epätasaisesti eri maaperäluokkien välille, jaettiin paikat testauksen yhteydessä niiden maaperän perusteella kahteen eri ryhmään: karkeisiin ja muihin hienojakoisempiin maaperiin. Karkeisiin maaperiin sisällytettiin karkea hietä, joka kattoi 15 kaikista tutkimuskohteista. Muihin, hienojakoisempiin maaperiin kuuluivat loput

neljä tutkimuskohdetta, joiden maaperätyypit kuuluivat joko täytemaahan, hiekkaan tai hienoon hie-
taan.

Koska maastotöissä ei mitattu tutkimuspaikkojen paikallisia olosuhteita selittäviä ym-
päristömuuttujia, kuten pH, kosteus, valoisuus sekä ravinteikkuus, käytettiin NMDS- ordinaatioku-
van tulkinassa apuna myös tutkimuksessa löydettyjen sammallajien indikaattoriominaisuuksia.
Sammalten indikaattoriominaisuudet koottiin Ellenbergin (1991) indikaattoriarvoihin perustuvan Hill
et. al (2007) rakentaman BRYOATT- taulukon pohjalta. BRYOATT- taulukkoon on koottu Britan-
nian ja Irlannin sammallajiston eri ominaisuudet niiden ympäristövaatimuksista, levinneisyystietoi-
hin ja elinkierto-ominaisuuksiin asti. Sammalten indikaattoriarvot kertovat niiden ympäristövaati-
muksista valoisuuden, kosteuden, ravinteikkuuden, pH:n sekä suola- ja metallikestävyyden suhteen.

Yhtä tutkimuksessa havaittua lajia, *Sciuro-hypnum curtum*, ei löytynyt BRYOATT-tau-
lukosta, sillä lajia ei ole löydetty kasvavan Isossa-Britanniassa. Tämän vuoksi *S. curtum*in indikaat-
toriarvot kosteudelle, valolle sekä pH:lle poimittiin suoraan Ellenbergin alkuperäisestä taulukosta.
Lajin suosimia ravinteisuusoloja kuvaava arvo poimittiin Düllin (1991) rakentamasta kasvillisuuden
indikaattoriarvotaulukosta, ja suola- ja metallipitoisuuden siedon suhteen arvojen oletettiin olevan
samat kuin toisen tutkimuksessa löydetyn lähilajin *Sciuro-hypnum starkei*.

Sammalten indikaattoriarvojen perusteella laskettiin R:n FD-paketin funtcomp funk-
tion avulla jokaiselle paikalle niiden valo-, kosteus-, pH-, ravinne-, suola ja metalliolosuhteita kuvaaa-
vat peittävyydellä painotetut yhteisöarvot (Laliberté & Legendre, 2010; Laliberté et al., 2014). Nämä
arvot sovitettiin edellä kuvatulla envfit-funktiolla NDMS orinaatiotioon auttamaan ordinaatoraken-
teen gradienttien selityksessä. Hieman aikaisemmin myös Skotlannissa on sammallajien esiintymisen
perusteella pyritty kuvaamaan niiden elinympäristöinä toimivien kasvupaikkojen ominaisuuksia kor-
vaamalla lajit niiden vastaavilla indikaattoriarvoilla. Kyseisessä tutkimuksessa havaittiin, että etenkin
kasvupaikan ravinteisuutta ja valaistusolosuhteita kuvaavat indikaattoriarvot korreloivat hyvin todel-
lisuuden kanssa, mutta kosteus- ja happamuusolojen suhteen lajit eivät toimineet yhtä vahvoina indi-
kaattoreina (Pakeman et al., 2019).

3 Tulokset

3.1 Oulun viheralueiden sammallajisto

Oulun kaupungissa tutkituilta 20 viheralueelta (kartta liitteissä) löydettiin yhteensä 18 eri sammallajia. Otantaruutujen perusteella lasketut viheralueiden keskimääräiset sammalpeittävyysprosentit vaihtelivat nol-
lasta yli 30 prosenttiin. Tyypillisimmin peittävyysarvot vaihtelivat noin kolmen ja seitsemän prosen-
tin välillä.

Viheralue (blokki nro.)	Lajimäärä	Keskimääräinen peittävyys (%)
Hollihaka (7)	10	4,9
Värtön ranta (6)	9	3,9
Huuhkajanpuisto (19)	7	16,7
Vekarapuisto (16)	6	6,6
Arkeologinpuisto (13)	6	5,15
Kastellin ranta (5)	5	11,7
Luulajanpuisto (14)	5	9,45
Yrjö Kallisenpuisto (10)	5	3,9
Koskelanpuisto (9)	5	0
Ajopelinpuisto (20)	4	7,7
Tarkka-ampujanpuisto (8)	4	3,1
Aution aukeapuisto, Välivainio (17)	4	3,1
Ainolan puisto, Lasaretti (3)	3	37,3
Varikonpuisto (18)	3	12,5
Mannisenpuisto (12)	3	0,35
Oulun yliopisto (2)	2	16,1
Kollanpuisto (11)	2	3,45
Kasvitieteellinen puutarha (1)	2	3,01
Ouluhalli, Kuntoilijanpuisto (15)	1	2,25
Ainolan puisto, Pohjois-pohjanmaan museo (4)	0	0

Taulukko 2: Tutkittujen viheralueiden sammalten kokonaislajimäärä sekä keskimääräinen peittävyys otanta-
ruuduissa. Viheralueet on järjestetty niiltä löytyvien sammalten lajimäärän perusteella. Sammalten lajimäärä
on laskettu koko blokin alalta, mutta sammalten peittävyysarvot ovat otantaruutujen keskiarvoja. Koska Kos-
kelanpuiston otantaruutuihin ei osunut yhtään sammalkasvustoa, vaikka koska blokin sisältä löydettiin 5 eri
sammallajia, on viheralueen peittävyysarvon ja lajimäärän välillä ristiriitaa.

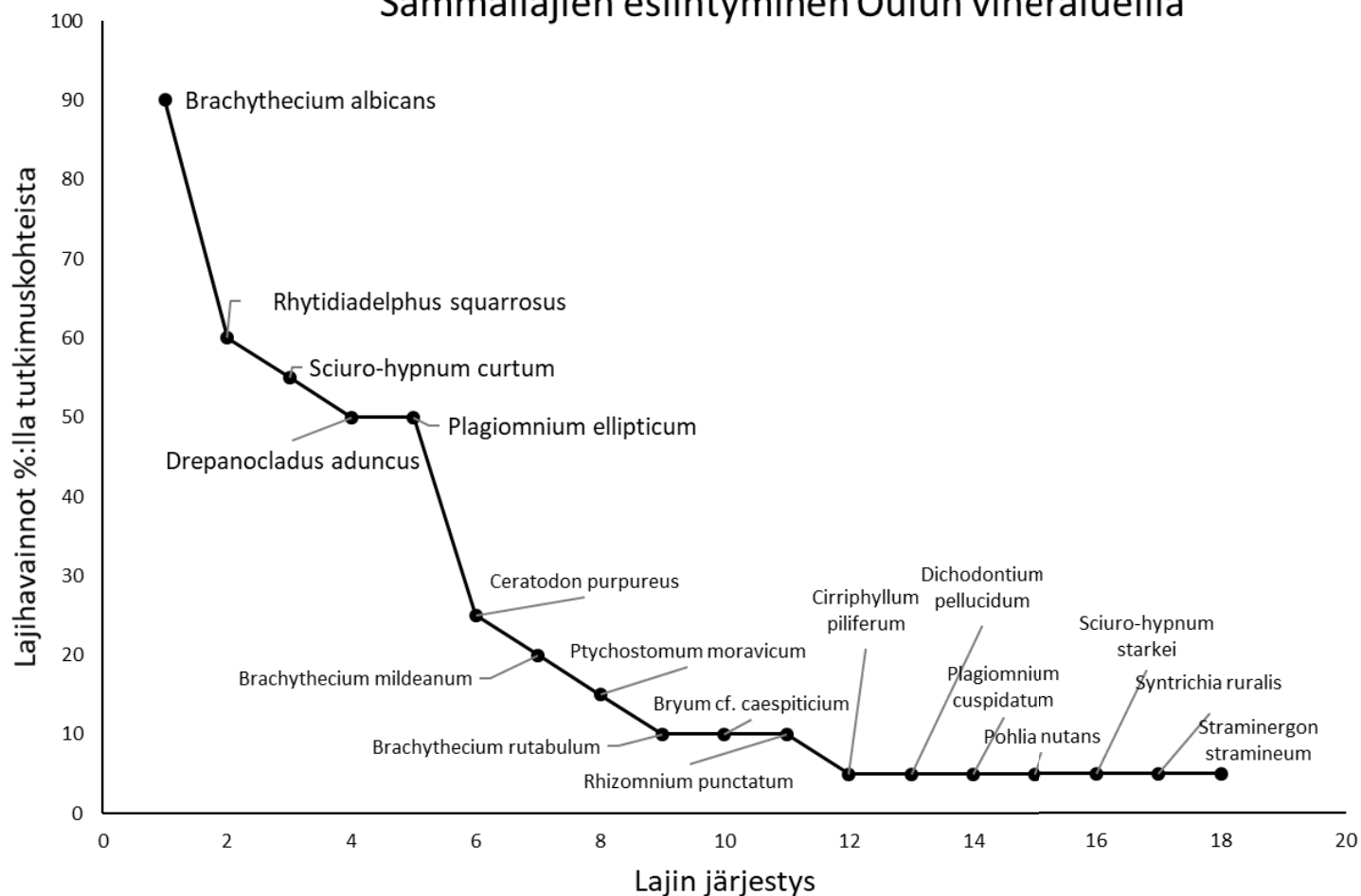
Suoritetun otannan perusteella yleisin sammallaji tutkimusalueella on *Brachythecium albicans*, jota
löydettiin yhteensä 18/20 tutkimuskohteesta. Toiseksi yleisin lajeista oli *Rhytidiadelphus squarrosus*,

jota havaittiin yhteensä 12 paikalta. Kokonaispeittävydeltään *R. squarrosus* oli kuitenkin runsain laji, vaikka sitä löydettiin kuudelta paikalta vähemmän kuin *B. albicansia*. Muita yleisiä lajeja olivat *Drepanocladus aduncus*, *Plagiomnium ellipticum* sekä *Sciuro-hypnum curtum*, joita kutakin löytyi vähintään kymmeneltä paikalta. Kymmentä lajeista löydettiin vain joko yhdeltä tai kahdelta tutkimuskohteista. *Cirriphyllum piliferum*, *Pohlia nutans*, *Rhizomnium punctatum* ja *Straminergon stramineum* havaittiin vain blokkitasolla, joten niiden kokonaispeittävyys on nolla. Yksi tutkimuksessa havaituista lajeista, *Brachythecium rutabulum*, löydettiin ensimmäistä kertaa Oulun alueelta (Oulun Pohjanmaalta). Lajia löydettiin kahdelta eri tutkimuskohteelta: kaupungin keskustan suuresta puistosta Lasaretin tutkimuspisteeltä sekä Etelä-Oulun omakotitaloalueelta Arkeologinpuistosta.

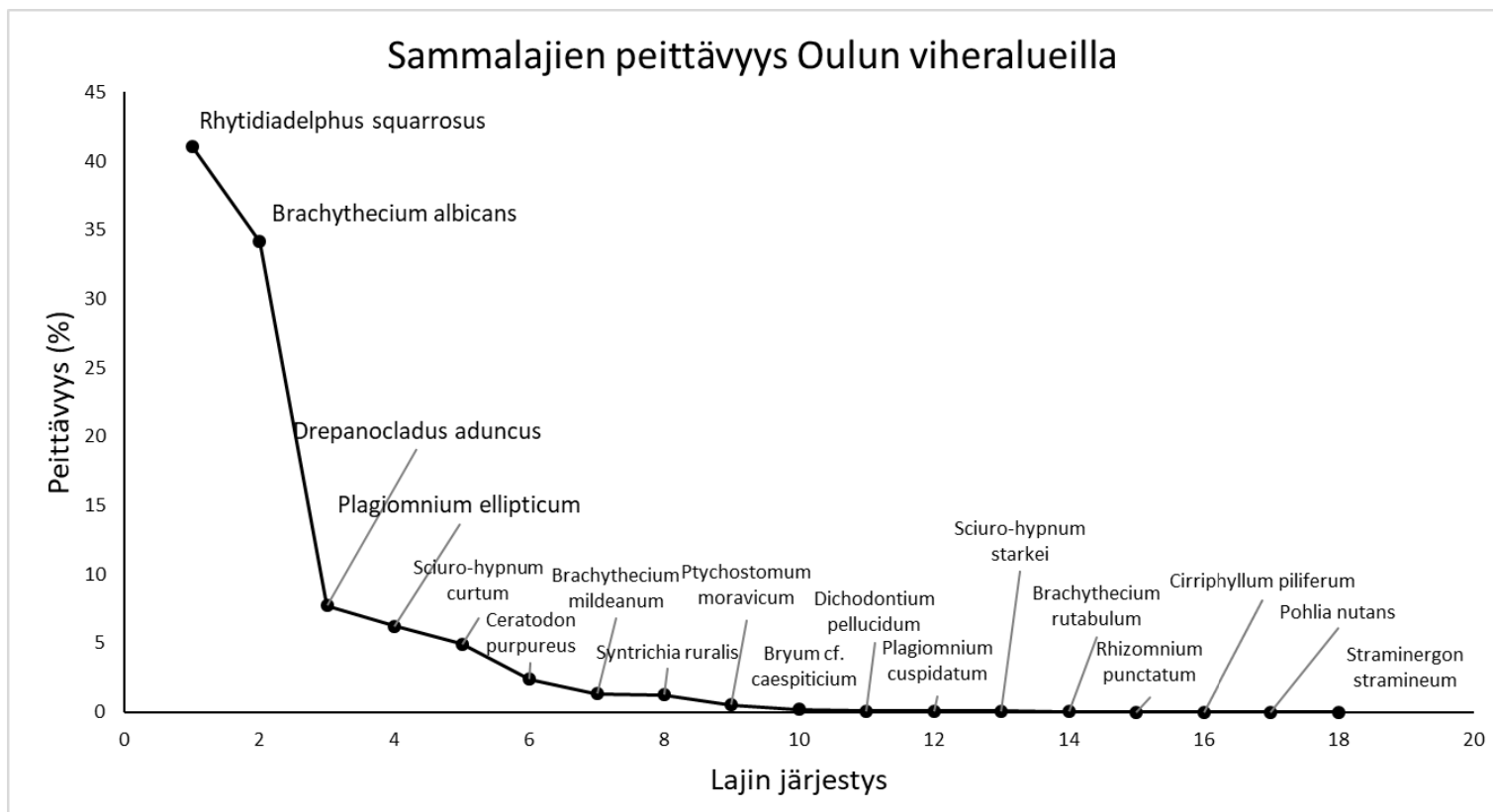
Lajinimi	Havaintojen määrä	Kokonaispeittävyys otantaruuduilla (%)
<i>Brachythecium albicans</i>	18	515,6
<i>Brachythecium mildeanum</i>	4	20,25
<i>Brachythecium rutabulum</i>	2	0,25
<i>Bryum cf. caespitium</i>	2	3
<i>Ceratodon purpureus</i>	5	36
<i>Cirriphyllum piliferum</i>	1	0
<i>Dichodontium pellucidum</i>	1	1
<i>Drepanocladus aduncus</i>	10	116,5
<i>Plagiomnium cuspidatum</i>	1	1
<i>Plagiomnium ellipticum</i>	10	94,25
<i>Pohlia nutans</i>	1	0
<i>Ptychostomum moravicum</i>	3	8
<i>Rhizomnium punctatum</i>	2	0
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	12	620,5
<i>Sciuro-hypnum curtum</i>	11	74,5
<i>Sciuro-hypnum starkei</i>	1	1
<i>Syntrichia ruralis</i>	1	19
<i>Straminergon stramineum</i>	1	0

Taulukko 3: Tutkimuksessa löydetty sammallajit sekä niiden havaintomäärät ja kokonaispeittävyydet.

Sammallajien esiintyminen Oulun viheralueilla



Kuva 1: Tutkimuksessa havaittujen sammallajien esiintymien määrää havainnollistava käyrä



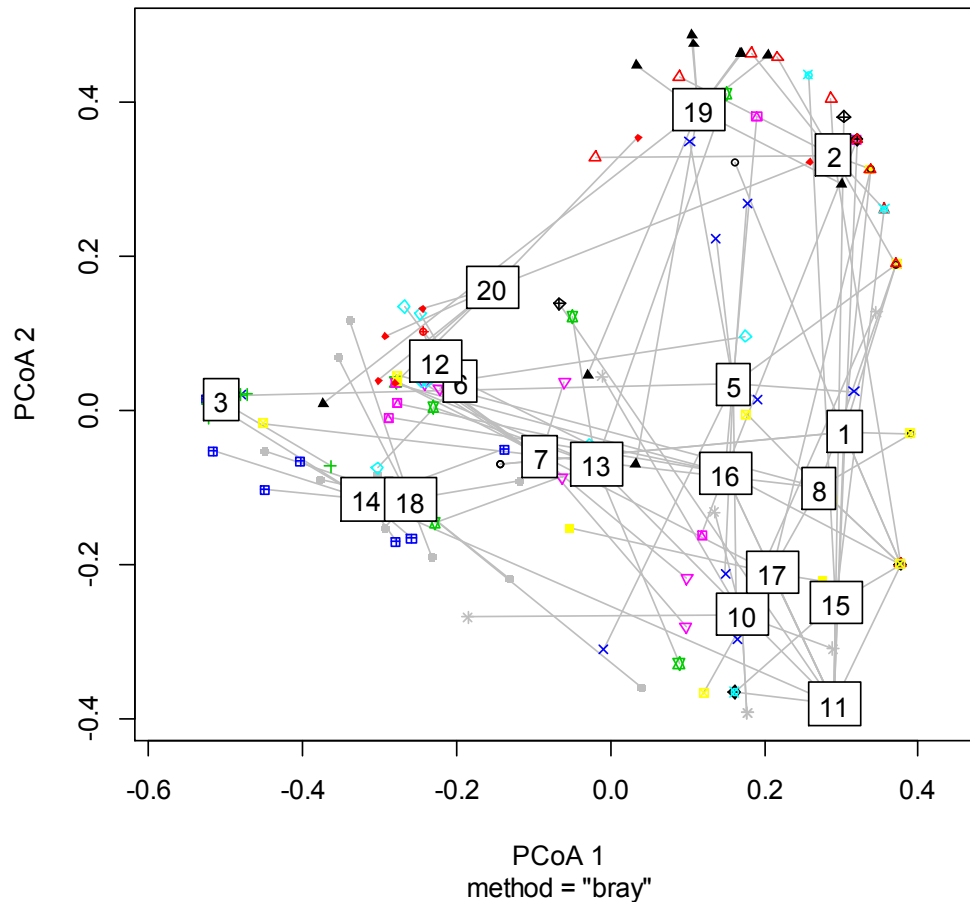
Kuva 2: Tutkimuksessa havaittujen sammalajien kokonaispeittävyyskäyrä

3.2 Alueellinen ja paikallinen sammaldiversiteetti

Oulun kaupungin puistonurmikoiden alueellinen (gamma) sammaldiversiteetti koostuu tutkimuksen perusteella 18 eri lajista. Viheralueiden paikallinen (alfa) diversiteetti puolestaan vaihteli nollan ja kymmenen välillä. Yhdellä viheralueella, Pohjois-Pohjanmaan museon takana, blokin alueelta ei löydetty yhtään sammalkasvustoa. Myöskään Koskelanpuiston tutkimuskohteelta ei löydetty yhtään sammalta tutkittujen ruutujen sisältä, vaan kaikki alueen sammalet olivat ruutujen ulkopuolelta havaittuja blokin lisälajeja. Suurin lajimäärä eli 10 eri sammallajia havaittiin Oulun keskustan tuntumaan sijoittuvan Nuottasaaren tehdasalueen lähellä Hollihaassa. Noin puolilta tutkimuskohteista löydettiin vähintään viisi sammallajia, ja noin puolella paikoista löytyi 1-4 lajia.

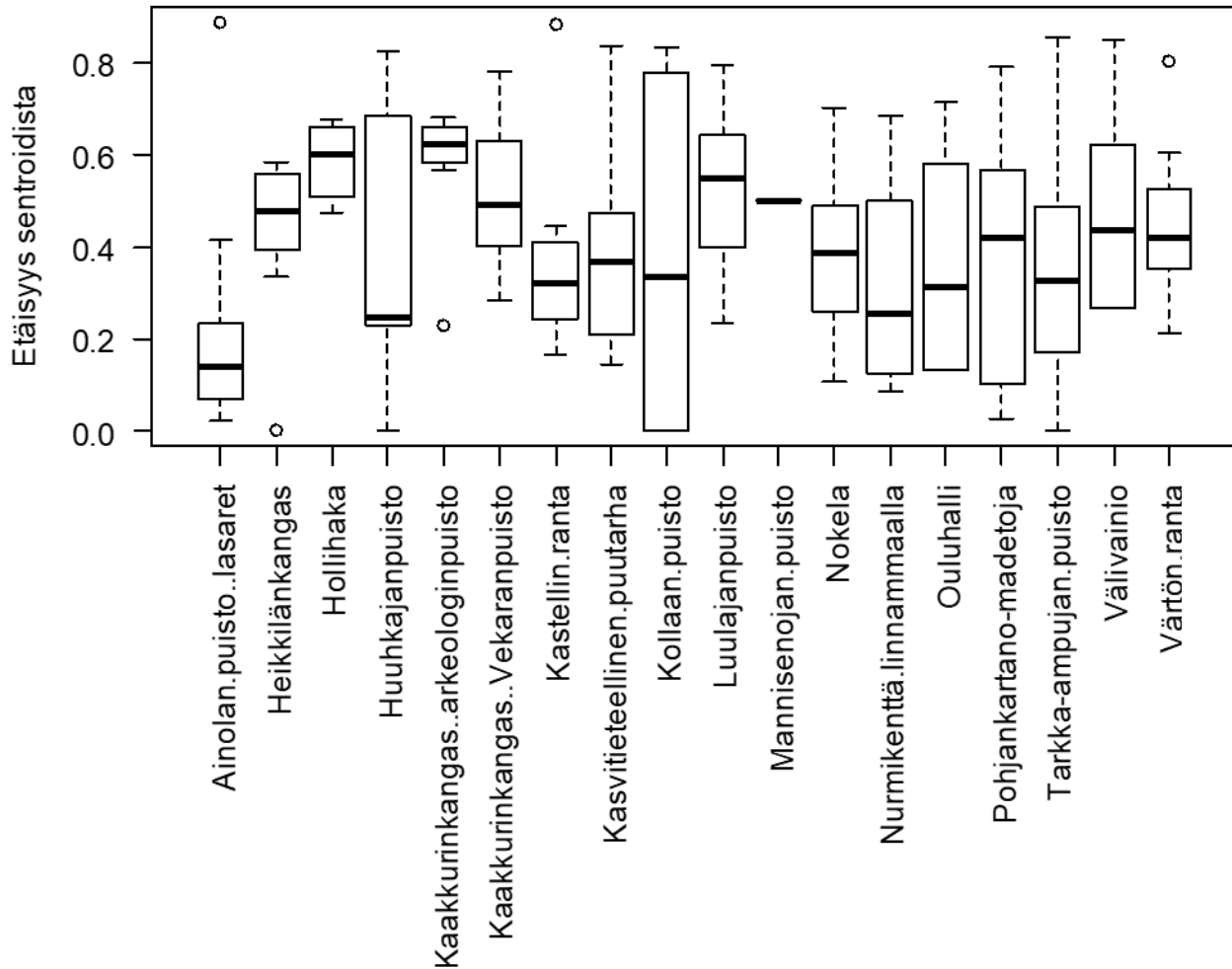
3.2 Sammalten beta-diversiteetti

Tutkimuspaikkojen sisäistä sammallajiston monipuolisuutta, yhteisöjen erilaisuutta, eli betadispersiota tarkasteltiin laskemalla jokaisesta blokista tutkittujen 10 ruudun välille Bray-Curtis-dissimilariteetti-arvot. Lähellä yhtä olevat arvot kuvaavat paikkojen sisäistä erilaisuutta eli sitä, että viheralueella on monipuolinen ja runsas sammallajisto. Suurin osa analyysin tuottamista arvoista oli alle 0,5, mikä kuvastaa paikkojen olevan lajistoltaan hyvin homogeenisiä. Suurin dissimilariteetti-arvo oli tutkimuksen lajirikkaimman paikan, Hollihaan 0,5865, kun taas pienimmän arvon (0,2274) saanut kohde kasvoi lähes täydellisesti pelkkää *Rhytidiadelphus squarrosusta*. Analyysi huomioi myös sammallajien suhteelliset peittävyudet kullakin tutkimuskohteella ja pienet arvot kuvastavat sitä, että lajiston lisäksi myös eri lajien runsaus on ollut hyvin samaa luokkaa blokin sisäisten ruutujen välillä.



Kuva 3: Beta-dispersio: Numerolaatikat kuvaavat tutkimuspaikkoja ja niistä lähtevät viivat kuvaavat otantaruutujen sammalkoostumusta (peittävyys ja lajisto). Samasta laatikosta lähtevät eri pituiset viivat kertovat heterogeenisuudesta blokin sisäisessä sammalkoostumuksessa. Tutkimuskohteiden ja otantaruutujen runsauden vuoksi kuva on hankalasti tulkittava, mutta sen oikeassa reunassa erottuvat *Brachythecium albicansin* dominoivat tutkimuspaikat 1, 2, 11 ja 15.

Beta-dispersiota testattiin myös ANOVA-testillä, minkä tuloksena saatiin p-arvo 0,17. Koska testissä saatu p-arvo ei ole tilastollisesti merkitsevä ($<0,05$), ei tutkittujen viheralueiden otantaruutujen välillä voida sanoa olevan suuria eroja lajistollisesti tai eri lajien peittävyysien suhteen. Toisin sanoen paikat vaikuttaisivat olevan suhteellisen homogeenisiä, kuten myös Bray-Curtis-dissimilariteettiarvot antavat ymmärtää. Analyysistä tuotettua boxplot-kuvaa tarkastelemalla voidaan kuitenkin havaita, etteivät paikat ole täysin samanlaisia keskenään, ja että jotkin paikat ovat homogeenisempia kuin toiset. Esimerkiksi lajirikkaudeltaan runsain Hollihaka erottuu kuvassa 4, sillä sen mediaani on suurinta osaa muista paikoista korkeammalla.



Kuva 4: Beta-disperio, boxplot: Sammallajistoltaan ja sammalten peittävyyksiltään monipuolisimmin vaihtelevan Hollihaan tutkimuskohteen mediaani erottuu hieman korkeammalla muihin kohteisiin verrattuna. Toinen korkealla kuvassa erottuva mediaani kuuluu Arkeologinpuistolle, jossa lajiston vaihtelu otantaruutujen välillä oli vähäisempää, mutta sammalten peittävyys vaihtelivat kahdestakymmenestä alle yhteen prosenttiin. Ainolan puiston Lasaretin tutkimuspaikalta löydettiin yhtä ruutua lukuun ottamatta vain yhtä lajia (*Rhytidiadelphus squarrosus*) ja lisäksi ruutujen peittävyys vaihtelivat suhteellisen vähän, mikä saattaa selittää kohteen mediaanin sijoittumisen muita tutkimuskohteita matalammalle.

3.3 Sammalten esiintymisen mallinnus

Lineaarisessa mallinnuksessa testattiin voiko sammalten lajirikkautta ja peittävyttä selittää seuraavilla muuttujilla: puiston ikä, tallaus, hoitoluokka, etäisyys keskustasta, etäisyys tiestä, etäisyys vedestä ja putkilokasvien peittävyys. Selittävistä muuttujista vain putkilokasvien peittävyys tuotti merkitsevän tuloksen, ja vain silloin, kun vastemuuttujana oli sammalten peittävyys. Toisin sanoen tutkimuksessa kerätty data kertoo vain sen, että sammalten peittävyys on sitä pienempi, mitä suurempi putkilokasvien peittävyys on. Mitään muita selittäviä tekijöitä ei löydetty sammalten peittävyyden tai lajimäärän vaihtelulle.

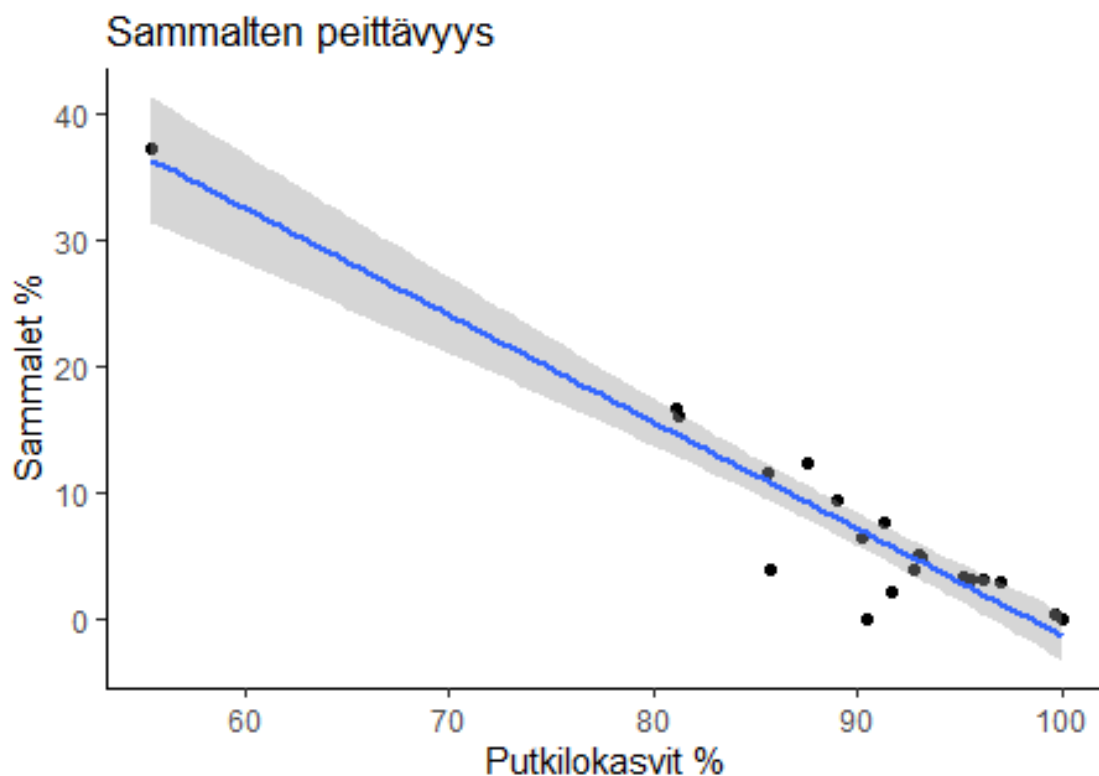
Kuvasta 5 nähdään, että putkilokasveilla blokkien keskiarvopeittävyys vaihtelee lähinnä 80-100% välillä, kun taas sammalilla keskiarvopeittävyys pysyi yhtä poikkeamaa lukuun ottamatta alle 20%. Yhdessä blokkissa sammalten ja putkilokasvien peittävyys poikkeaa selkeästi muiden blokkien arvoista lähes 40%:n sammalpeittävyydellä ja alle 60%:n putkilokasvipeittävyydellä. Arvo asettuu mallin tuottamassa regressiokäyrässä samalle akselille muiden arvojen kanssa, mutta sillä voi olla vaikutusta regressiokäyrän asemoitumiseen.

	ESTIMAATTI	KESKIVIRHE	T ARVO	PR(> T)
VAKIOTERMI	13.8053	1.6847	8.195	1.74e-07 ***
PUTKILOKASVIT	-0.1278	0.0187	-6.830	2.15e-06 ***

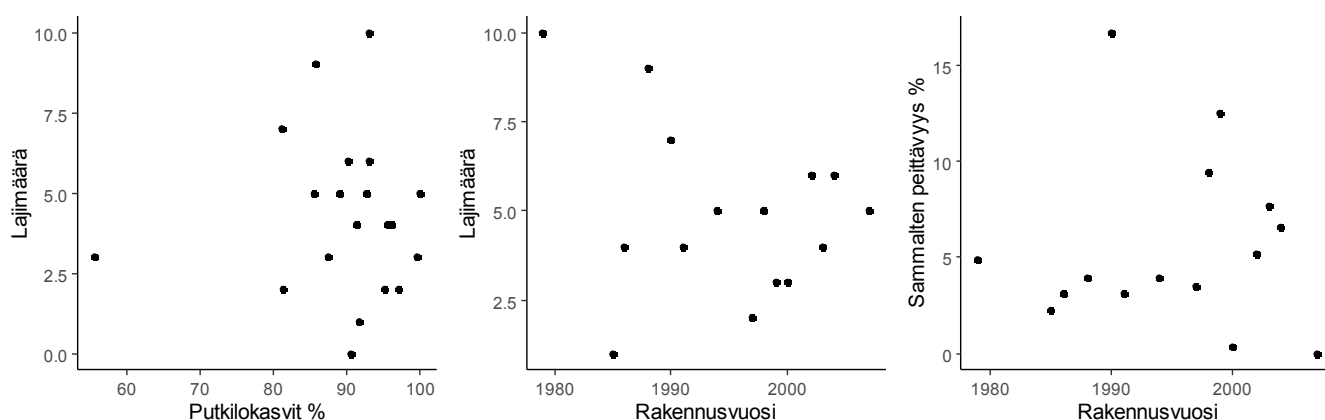
Taulukko 4: lineaarisen mallin tuloste. Vastemuuttujana sammalten peittävyys ja selittävänä muuttujana putkilokasvipeittävyys. Putkilokasvien peittävyys oli ainoa sammalten peittävyyttä tilastollisesti selittävä tulos

Sammalten lajimäärän kanssa yksikään yllä mainituista tarkastelun alla olleista tekijöistä ei tuottanut tilastollisesti merkittävää tulosta. Myöskään sammalten lajimäärän ja peittävyyden väliltä ei löytynyt tilastollisesti merkitsevää tulosta. Kuviin 6, 7 ja 8 on koottu epäonnistuneista malleista rakennettuja graafisia esityksiä. Pisteiden hajanainen asettuminen kuvaajiin kertoo havaittavien trendien puuttumisesta.

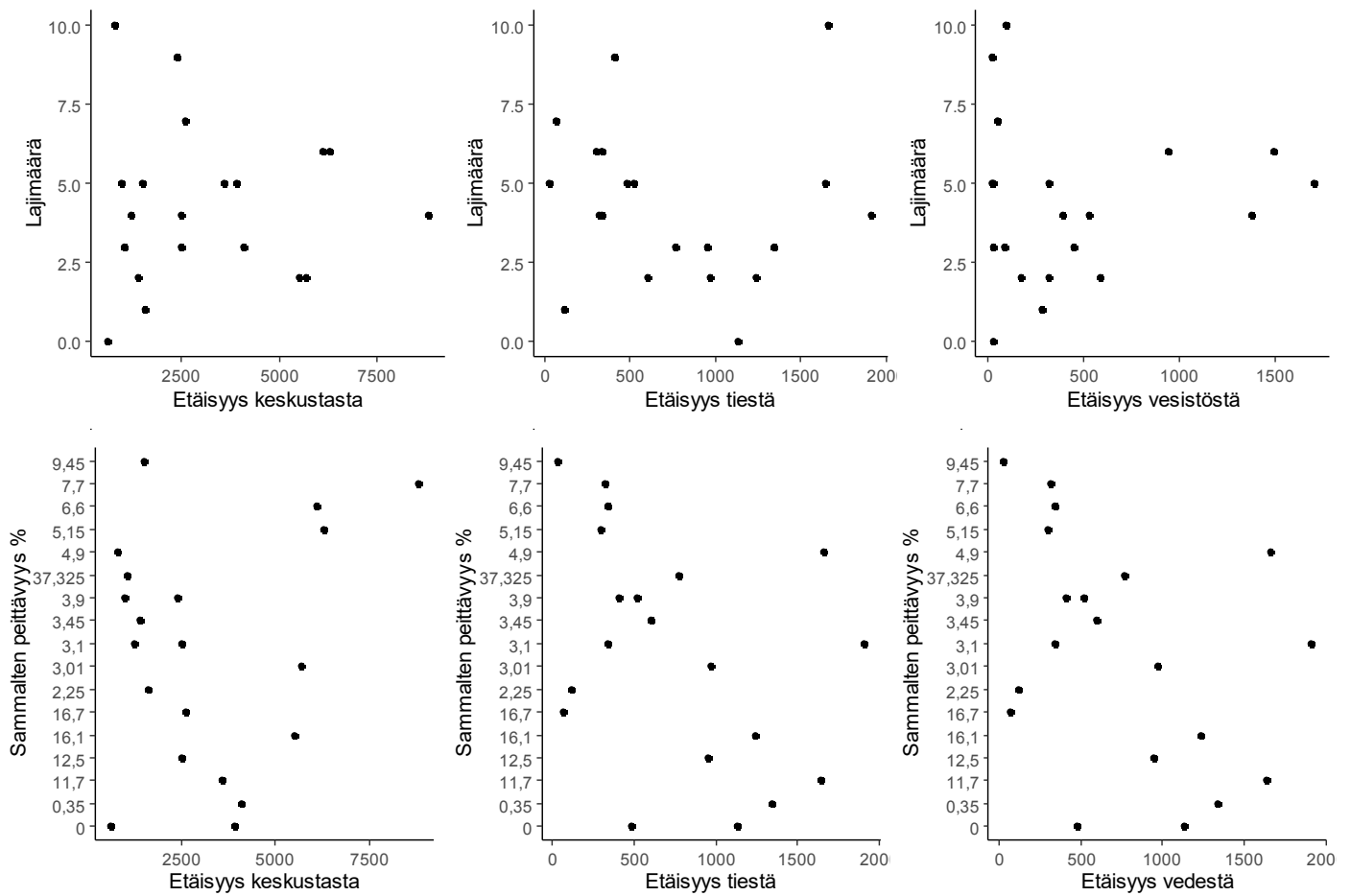
Viheralueen hoitoluokituksen ja sammalten peittävyyden välistä suhdetta kuvaavassa boxplotissa (kuva8) sammalten peittävyyden mediaani näyttäisi kasvavan hieman kohti harvemmin leikattavia viheralueita. Tulos ei kuitenkaan ole tilastollisesti merkitsevä, mihin voi vaikuttaa kuvassa erottuvat yksittäiset poikkeavat arvot, sekä hoitoluokkaan B3 kuuluneiden viheralueiden pieni määrä (n=2)



Kuva 5: Sammalten ja putkilokasvien peittävyyttä kuvaava lineaarinen regressiosuora. Peittävyysarvot ovat tutkimusblokkien otantaruuduista laskettuja keskiarvoja. Vain yhdessä blokissa keskimääräinen sammalten peittävyys on ollut selkeästi yli 20% ja putkilokasvien peittävyys alle 80%, mikä näkyy kuvaajan vasemmassa yläreunassa muista arvoista poikkeavana pisteinä.

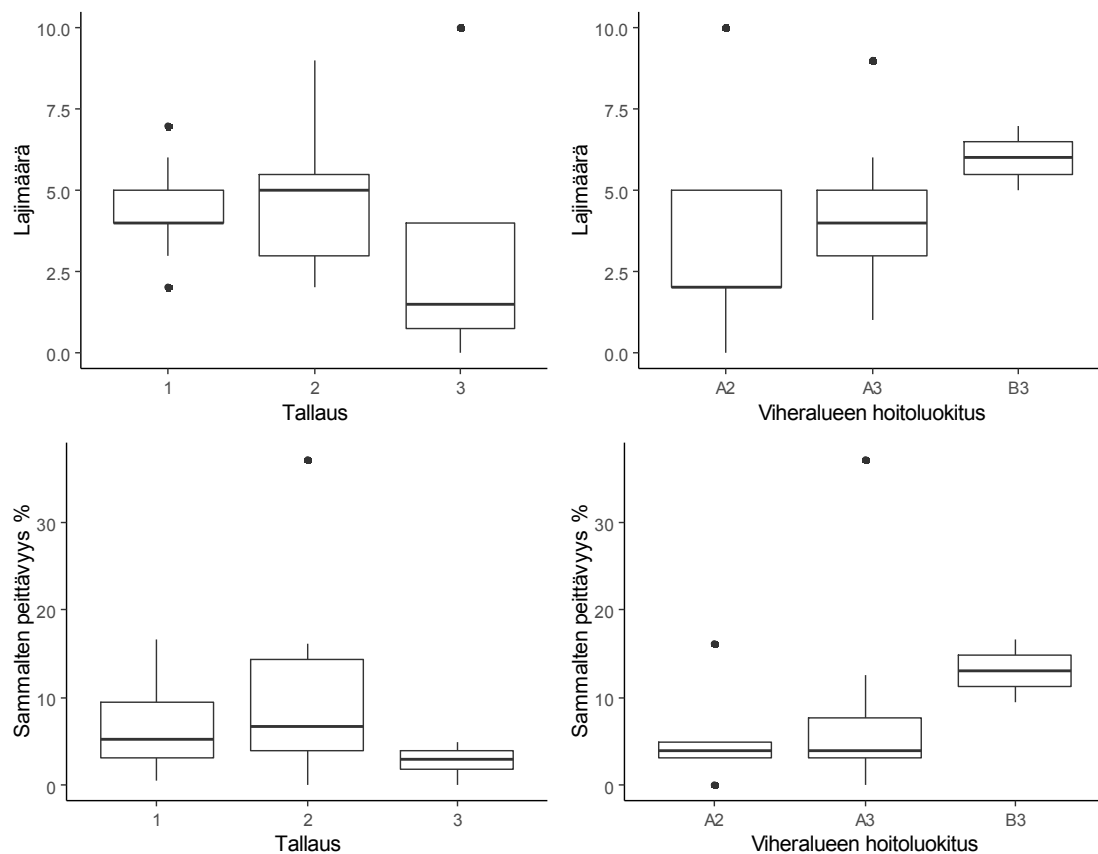


Kuva 6: Kuvaajat vasemmalta oikealle: Sammalten lajimäärä suhteutettuna blokin keskimääräiseen putkilokasvipeittävyyteen; Sammalten lajimäärä suhteutettuna puiston rakennusvuoteen; Sammalten peittävyys suhteutettuna rakennusvuoteen



Kuva 7: Yllä: Vastemuuttujana sammalten lajimäärä ja selittävänä muuttujana blokin etäisyys keskustasta, tiestä ja vesistöstä.

Alla: Vastemuuttujana sammalten prosentuaalinen peittävyys ja selittävänä muuttujana blokin etäisyys keskustasta, tiestä ja vesistöstä.



Kuva 8: Boxplotkuvaajat, joissa selittävinä muuttujina tallaus sekä viheralueen hoitoluokitus, ja vastemuuttujina sammalten peittävyys ja lajimäärä.

3.4 NMDS-ordinaatio

NMDS-ordinaation avulla tarkasteltiin lajien sijoittumista suhteessa toisiinsa sekä tutkimuskohteisiin. Ordinaation rakentamisessa käytettiin blokkitason dataa ilman nolla-arvoja, joten analyysistä puuttuu Pohjois-Pohjanmaan museon tutkimuspaikka, jolta ei löydetty yhtään sammalkasvustoa. Tarkastelluilla ympäristömuuttujilla eli maaperällä, hoitoluokituksella sekä tallauksen asteella ei löydetty korrelaatioita sammallajien esiintymisen kanssa (envfit-permutaatiotestien p-arvo $>0,05$). Lisäksi lajidatasta tuotetun ordinaation päälle piirretyt eri maaperä-, hoito, ja tallausryhmiä kuvaavat ellipsit asettuivat lähes täysin sisäkkäin, minkä vuoksi muuttujat jätettiin pois kuvasta 9.

Lajidatasta tuotettu NMDS-ordinaatiokuva ei yksinään kykene antamaan vihjeitä Oulun viheralueiden sammalten esiintymisen trendeistä. Suurin osa lajeista on pakkautunut kuvassa hyvin lähelle toisiaan kuvan oikeaan laitaan. Koska ordinaation tuottamiseen on käytetty yksinomaan lajien esiintymiseen perustuvaa dataa, ovat lajit ja tutkimuskohteet asettuneet kuvaan sen perusteella, miltä tutkimuspaikalta mitäkin lajia on löydetty. Tämän seurauksena useilla paikoilla havaitut yleiset lajit,

kuten *Brachythecium albicans*, *Rhytidiadelphus squarrosus* sekä *Plagiomnium ellipticum*, ovat useiden tutkimuskohteiden ympäröimänä kuvan keskiössä. NMDS-kuvasta voidaan heikosti havaita, miten tutkimuksen yleisin laji, *Brachythecium albicans*, näyttäisi dominoivan yhteisöjä pisteillä 1, 2, 11 ja 15, jotka erottuvat muista kohteista poiketen kuvan alareunaan, *B. albicansin* lajipisteen alapuolelle.

Harvinaiset lajit, joita löydettiin joko vain yhdeltä tai kahdelta tutkimuskohteelta sijoittuvat ordinaatiossa sen yhden kohteen läheisyyteen, mistä niitä löydettiin. Esimerkiksi kauas vasempaan reunaan sijoittunutta *Cirriphyllum piliferumia* ei tutkimuksessa havaittu kuin vain viheralueella numero 3, joka puolestaan on kauimmaksi vasemmalle asettuva piste ordinaatiossa. Yleisten lajien keskelle keräämät tutkimuskohteet ovat vetäneet joitain harvinaisemmista lajeista mukanaan ordinaatiokuvan keskiöön. Esimerkiksi vain yhdeltä paikalta löydetty *Straminergon stramineum*, on asettunut kuvan keskelle pisteen 16 yläpuolelle, kun taas piste 16 on muiden sieltä löydettyjen yleisten lajien ympäröimänä.

Koska ordinaation rakentamisessa ei ole otettu huomioon sammalten runsaussuhteita eri paikoilla, voivat muutamat lajit esiintyä todellisuutta korostuneemmin joidenkin tutkimuspaikkoja kuvaavien pisteiden lähellä. Esimerkiksi *Ceratodon purpureuksen* asettuminen pisteiden 12 ja 2 väliin kertoo kyllä lajin esiintymisestä paikoilla, mutta koska kyseisillä paikoilla ei *C. purpureuksen* lisäksi havaittu kuin vain yhtä muuta lajia, näkyy sammalten suhteutuminen näihin kahteen pisteeseen ehkä tarpeettoman voimakkaasti. Yksinkertainen, pelkän viheralueiden lajidatan perusteella tuotettu NMDS-kuvaaja esitetään kuvassa 9.

3.4.1 NMDS-ordinaatio ja sammalten indikaattoriarvot

Oulun viheralueiden sammalyhteisöjen rakennetta pyrittiin selittämään myös liittämällä NMDS-ordinaatioon tutkimuksessa havaittujen sammallajien indikaattoriarvoista lasketut ympäristöolosuhteita kuvaavat arvot. Analyysin tuottama ordinaatio esitetään kuvassa 10. Koska analyysi toteutettiin ruutudatan perusteella, puuttuvat kuvasta ne viheralueet, joilta ei löydetty ruutujen sisältä yhtäkään sammallajia. Lisäksi analyysistä puuttuvat vain blokkitasolla löydettyt sammallajit, kuten *Cirriphyllum piliferum* ja *Rhizomnium punctatum*.

Enfit-analyysissä kaksiulotteisen NMDS-ordinaation päälle asetetaan sammallajien indikaattoriarvojen perusteella lasketut ympäristömuuttujia kuvaavat vektorit. Nämä ympäristömuuttujien vektorit kertovat mitkä ympäristömuuttujat korreloivat minkäkin sammallajin ja tutkimuskohteen kanssa. Vektorien suunta kuvastaa ympäristömuuttujan muutoksen suuntaa, ja vektorien pituudet kuvastavat korrelaation voimakkuutta. Analyysi tuotti viisi likimäärin samanpituista vektoria, joita kaikkia kuvaavat p-arvot olivat alle 0,05 (taulukko 5). Analyysin tuottamat vektorit kuvaavat

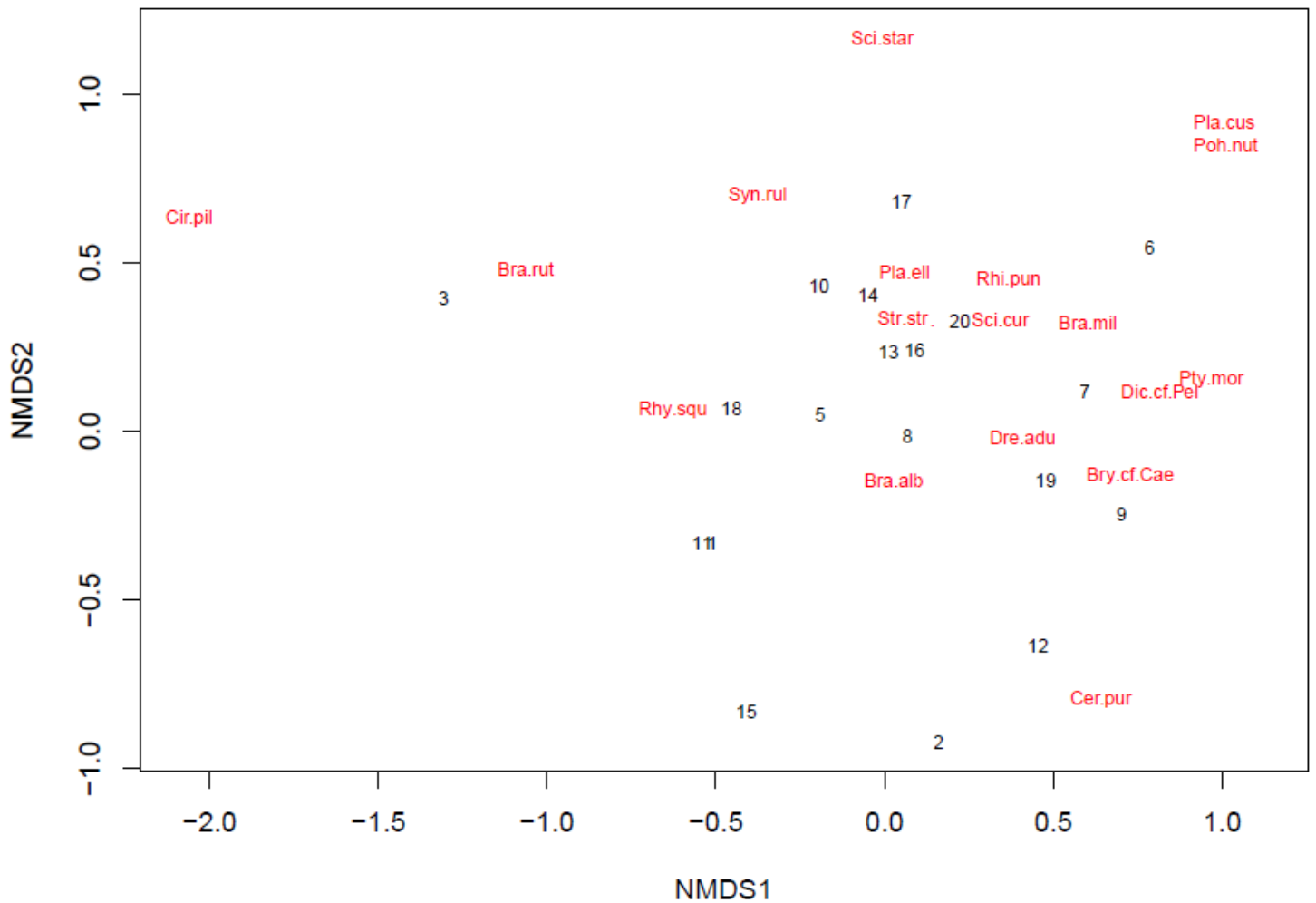
sammallajien suosimia valaistusolosuhteita (L), happamuutta (R), typpipitoisuutta (N), kosteutta (F) sekä suolaisuutta (S).

Indikaattoriarvojen avulla tuotettu ordinaatio onnistuu tutkimusalueen sammalyhteisöjen rakenteen selittämisessä huomattavasti paremmin kuin pelkän lajien esiintymisdatan avulla tuotettu NMDS-ordinaatio. Ordinaatiokuvassa voidaan selvästi nähdä *Brachythecium albicansin* dominoiva asema pisteissä 1 (kasvitieteellinen puutarha), 2 (yliopisto), 11 (Kollaanpuisto) ja 15 (Oulunhalli), sillä paikat ovat kasautuneet muista erilliseksi joukoksi *B. albicansin* lajipisteen tuntumaan. Kuvaan piirrettyjen indikaattorinuolten suuntaa tulkitsemalla nähdään myös, miten korkeat valaistusolosuhteet sekä matalahko kosteus ja ravinteikkaus kuvastavat näitä kolmea paikkaa. Näiden paikkojen sammalyhteisöjä dominoiva *B. albicans*, kestää hyvin puistojen kuivia, paahteisia sekä suhteellisen ravinneköyhiä olosuhteita.

Ordinaatiokuvan perusteella kosteita ja ravinteikkaita oloja suosivat lajit kuten *Plagiomnium cuspidatum*, *Sciuro-hypnum curtum* sekä *Brachythecium mildeanum*. Esimerkiksi toinen joenrannan otantapistestä (6) sekä Etelä-Oulussa ympäröivää maastoa matalammalle kohdalle rakennettu viheralue 20, sijoittuvat myös samalle suunnalle kuin ordinaation kosteus- ja typpigradientit. Ordinaatiossa vaikuttaisi siis olevan avoimien ja valoisten paikkojen gradientti kuvan yläreunasta alareunaan, sekä kosteiden ja ravinteikkaiden paikkojen gradientti kuvan alareunasta yläreunaan. Happamuusgradientti näyttäisi puolestaan kasvavan vasemmasta yläkulmasta kohti oikeaa alakulmaa, minkä vuoksi muun muassa happamuudelle herkähköt lajit *Sciuro-hypnum curtum* sekä *Straminergon sramineum* sijoittuvat ordinaatiossa lähelle vasenta yläkulmaa.

Ordinaatiokuvan vasemmassa reunassa on joitakin lajeja ja paikkoja, joita kuva ei selitä aivan yhtä onnistuneesti. Esimerkiksi kuvan yläreunasta löytyvä sammallaji, *Sytrichia ruralis*, on todellisuudessa *B. albicansin* tapaan kuivia ja valoisia kasvualustoja suosiva sammal, vaikka asettuikin ordinaatiossa valoisuus ja kuivuusgradientin väärään päähän. Lisäksi lajin pitäisi kestää suhteellisen hyvin happamuutta, mutta myös happamuusgradientin suhteen sammal on asettunut ordinaationuolen osoittamasta suunnasta päinvastaiseen reunaan. Laji sijoittuu kuvassa paikan 10 (Pohjankartano) tuntumaan, sillä se on ainoa kohde mistä lajia löytyi. Viheralueelle asetetun blokin sisällä oli kuitenkin monipuolisesti sekä hyvin kuivia kohtia että melko kosteita kohtia, mikä voi olla syynä sille, miksi piste löytyy ordinaation yläreunasta.

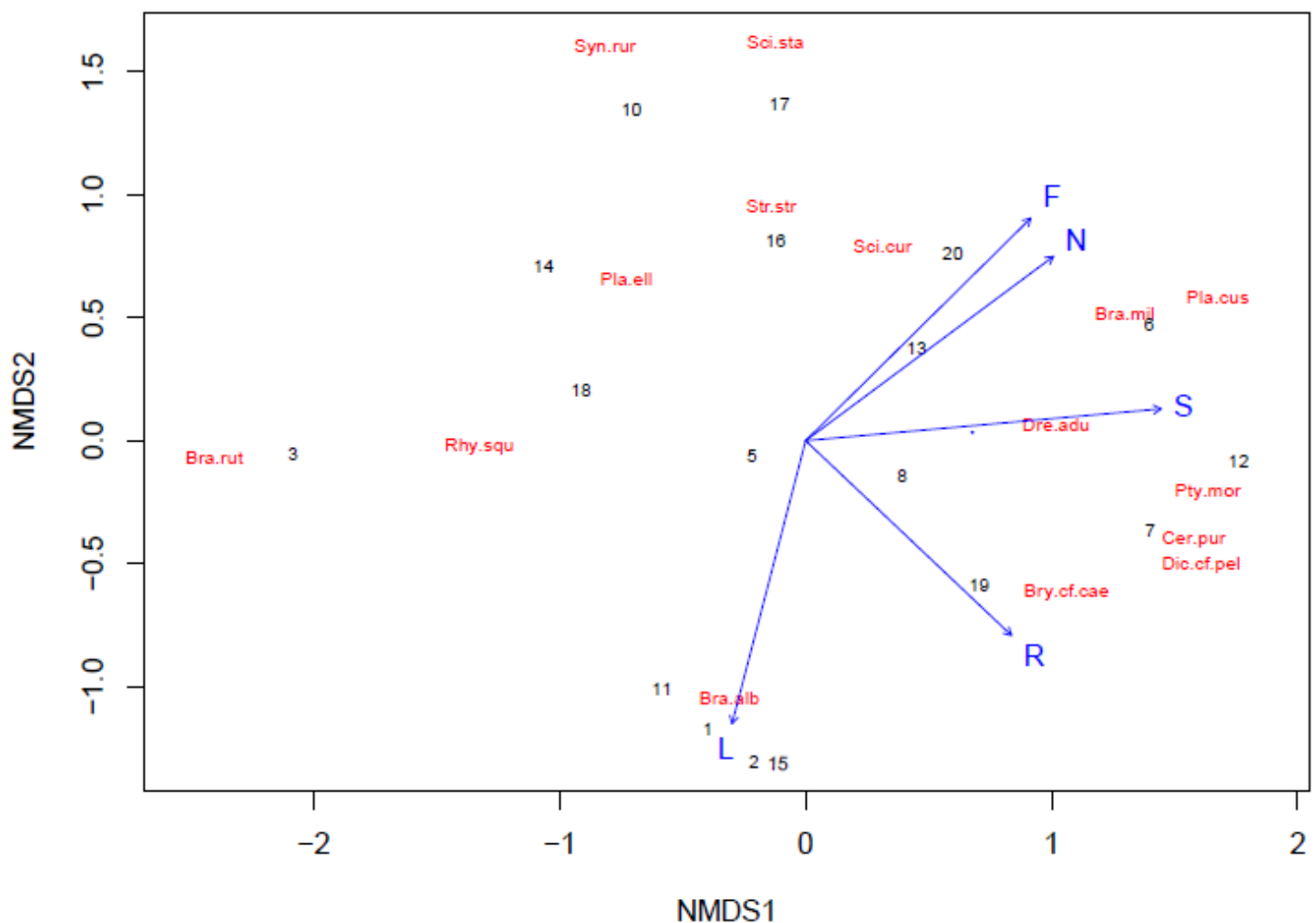
Useilta eri paikoilta löytyneet *Rhytidiadelphus squarrosus* sekä *Plagiomnium ellipticum* sijoittuvat aika lailla ordinaatiokuvan keskelle, missä ne eivät selitä mitään ympäristögradien-teista. Lajien asemoituminen tällä tavalla voi viitata siihen, että ne pärjäävät monipuolisesti erilaisissa olosuhteissa eivätkä ne sen vuoksi indikoivat kasvupaikkojensa olosuhteita kovinkaan hyvin.



Kuva 9: Lajien esiintymisen perusteella tuotettu NMDS-ordinaatio. Kuvassa näkyy vain 19 näytteenottoaikkaa, koska analyysistä jätettiin pois Pohjois-Pohjanmaan museon tutkimuskohde, jolta ei löydetty yhtään sammaskasvustoa. Useilta eri viheralueilta löydettyt yleiset lajit, kuten *Brachythecium albicans*, *Rhytidiadelphus squarrosus*, *Drepanocladus aduncus* sekä *Plagiomnium ellipticum* ovat keränneet suurimman osan lajeista ja tutkimuskohteista lähekkäin kuvassa. Poikkeuksena on esimerkiksi kaukana vasemmassa reunassa erottuva *Cirriphyllum piliferum*, jota löydettiin vain tutkimuskohteelta 3, sekä *B. albicansin* dominoivat yhteisöt pisteissä 2 ja 15.

YMPÄRISTÖMUUTTUJA	NMDS1	NMDS2	R2	PR(>R)
L (VALO)	-0.25148	-.96786	0.4936	0.008 **
F (KOSTEUS)	0.71089	0.70330	0.5782	0.004 **
R (HAPPAMUUS)	0.72616	-0.68752	0.4635	0.019 *
N (TYPPIPITOISUUS)	0.80217	0.59710	0.5498	0.005 **
S (SUOLAISUUS)	0.99601	0.08924	0.7351	0.001 ***

Taulukko 5: Permutaatiotestillä sammalten indikaattoriarvoista tuotetut ympäristömuuttujia kuvaavat vektorit. Kaikilla vektoreilla on tilastollisesti merkitsevät p-arvot, joten niiden voidaan osoittavan korrelaatioita sammalla-jien, viheralueiden sekä viheralueita kuvastavien ympäristötekijöiden välillä.



Kuva 10: Sammallajien indikaattoriarvojen avulla tuotettu NMDS-ordinaatio. Jokaisella tutkimuksessa löydetylle sammallajilla on omat indikaattoriarvot, jotka kertovat lajien suosimista ympäristöolosuhteista. Lajit ja paikat ovat asettuneet kuvaan sekä lajien esiintymisen että lajien indikaattoriarvoista laskettujen ympäristöolosuhteita kuvaavien arvojen perusteella. Siniset nuolet kuvaavat indikaattoriarvojen avulla rakennettuja ympäristömuuttujia.

L=valoisuus, R=happamuus, S=suolaisuus, N=typpipitoisuus ja F=kosteus.

4 Pohdinta

Tutkittujen 20 viheralueen perusteella Oulun kaupungin puistonurmikoiden sammallajisto koostuu 18 eri lajista. Suurin lajimäärä yhdellä tutkimuspaikalla oli 10 lajia ja vain yhdellä paikoista ei tavattu lainkaan sammalia. Suurinta osaa tutkimuksessa löydetystä sammallajeista havaittiin vain yhdestä viiteen kertaan ja vain viittä lajeista havaittiin kymmenessä tai useammassa kohteessa. Samantapaisia tuloksia on saatu Britanniassa suoritettussa puutarhojen sammal- ja jäkälälajistoa tarkastelleessa tutkimuksessa, jossa suurin osa havaituista lajeista oli harvinaisia ja vain muutamia löydettiin runsaasti (Smith et al., 2010). Eräs syy sammallajien laikuittaiselle esiintymiselle saattaa olla lajien erikoistuminen tarkasti tiettyihin ympäristöolosuhteisiin (Ulvinen et al., 2002).

Eri viheralueiden välillä lajistossa ei ollut tilastollisesti merkittäviä eroavaisuuksia ja myös viheralueiden sisäinen betadispersio, eli lajiston muuntelu, oli vähäistä. Mallinnuksessa tarkastelluista muuttujista vain putkilokasvipeittävyyden ja sammalpeittävyyden väliltä löytyi tilastollisesti merkitsevä negatiivinen korrelaatio. Muut selittävät muuttujat, kuten etäisyys keskustasta sekä viheralueen hoitoluokka, eivät tuottaneet merkitseviä tuloksia kummankaan vastemuuttujan eli sammalten peittävyyden ja lajimäärän kanssa. Sammalten indikaattoriominaisuuksien avulla voitiin kuitenkin havaita eroavaisuuksia eri viheralueiden ympäristöolosuhteiden välillä ja todennäköisesti nämä paikalliset ympäristötekijät selittävät parhaiten Oulun kaupungin viheralueiden sammalyhteisöjen rakennetta.

4.1 Sammalet Oulun keskustan viheralueilla

Ennuste 1) Sammalten lajimäärä ja peittävyys laskevat lähempänä kaupungin keskustaa ja vilkkaasti liikennöityjä teitä.

Ensimmäisestä ennusteesta poiketen kaupungistumisen vaikutuksia kuvaavilla vastemuuttujilla (etäisyys keskustasta ja etäisyys valtatiestä) ei havaittu olevan tilastollisesti merkitsevää vaikutusta sammalten lajimäärään tai prosentuaaliseen peittävyyteen. Tutkimuksen perusteella ihmis-toiminta sekä erot ihmisvaikutusten intensiteetissä eivät siis näyttäisi vaikuttavan merkittävästi viheralueiden sammallajistoon. Viheralueiden sammalyhteisöt olivat hyvin samankaltaisia kaikilla tutkimuskohteilla, mikä viittaa kaupungistumisesta riippumattomien paikallisten ympäristötekijöiden olevan tärkein sammallajistoa määräävä tekijä.

Oulun ympäristön tila on pysynyt kaupungin kehityksestä huolimatta suhteellisen hyvänä läpi kaupungin, mikä voi olla yksi syy, miksi sammalten lajirikkaudessa ja prosentuaalisessa

peittävydessä ei ollut havaittavissa tilastollisesti merkitseviä eroja kaupungin keskustan ja asuinalueiden välillä. Esimerkiksi vuonna 2018 Oulun keskustan ilmanlaatu oli hyvä 76% ajasta ja huonoksi ilmanlaatu putosi vain 22 tuntina koko vuoden aikana (Oulun seudun ympäristötoimi, 2019). Sammalten indikaattoriminaisuuksia on aikaisemminkin hyödynnetty kaupunki-ilman tarkasteluun Oulussa. Esimerkiksi vuonna 1992 suoritetussa sammaltutkimuksessa kaupunki-ilman metallipitoisuuksien todettiin olevan pieniä lukuun ottamatta vilkkaasti liikennöityjä teitä sekä tehdasalueita (Vilpa, 1999).

4.2 Sammalten lajimäärä ja viheralueen ikä sekä hoidon ja tallauksen intensiteetti

Ennuste 2) Sammalten lajimäärän on runsain vanhoilla viheralueilla, joissa hoidon ja tallauksen intensiteetti ovat keskitasoisia

Tutkimuksessa ennustettiin, että sammalten lajimäärä olisi runsain viheralueilla, joissa hoidon ja tallauksen intensiteetti olisivat keskimääräiset. Ennusteesta poiketen sammalten lajimäärän ja hoidon ja tallauksen intensiteetin väliltä ei kuitenkaan löydetty tilastollisesti merkitsevää yhteyttä. Tilastollisesti merkitsevää eroa ei havaittu myöskään sammalten peittävyuden ja viheralueiden hoidon ja tallauksen intensiteetin välillä.

Oulun kaupungin viheralueiden hoito perustuu lähinnä nurmikon leikkuuseen ja eri viheralueiden hoitoluokitukset onkin määritelty nurmikon maksimipituuden mukaan (ks. taulukko1). Yleisesti ottaen runsaammassa käytössä olevien puistojen nurmikon maksimipituus on lyhempi, joten ne niitetään tiheämmin väliajoin (Oulun karttapalvelu). Koska yhteisöekologiassa ajatellaan usein, että keskitasoinen häiriö tukee runsainta kasvilajistoa (Connell, 1978), olisi Oulun viheralueiden sammallajistonkin tapauksessa voinut odottaa suurinta lajimäärää keskimmaisessä hoitoluokassa (A3). Sammalten lajimäärät vaihtelivat kuitenkin runsaasti eri hoitoluokkien sisällä ja itse asiassa suurimman lajimäärän kohde kuului useimmin niitettävään hoitoluokitukseen.

Koska hoitoluokat määriteltiin kaupungin karttapalvelun avulla vasta kenttätöiden tekemisen jälkeen, jakautuivat tutkimuskohteet hyvin epätasaisesti kolmeen eri hoitoluokkaan. Tiheimmän nurmikonleikkuun hoitoluokkaan kuului viisi viheraluetta, seuraavaan luokkaan (A3) 13 viheraluetta ja viimeiseen, kerran kesässä niitettävien viheriöiden hoitoluokitukseen (B3) kuului vain kaksi viheraluetta. Tutkimuskohteiden epätasainen jakautuminen luokkien välillä voi korostaa poikkeavia arvoja luokkien sisällä sekä lisätä sattuman vaikutusta tulokseen.

Tallauksen aste arvioitiin subjektiivisesti asteikolla yhdestä kolmeen kullekin blokille. Tallauksen asteen ja sammalten lajimäärän väliltä ei löydetty tilastollisesti merkitsevää yhteyttä,

vaikka tallauksen aste vaihteli tutkituilla viheralueilla runsaasti. Joillain paikoilla, kuten Meri-Toppilan (12) ja Heikkilänkankaan (20) tutkimuspisteissä, viheralueen nurmikolla ei ollut merkkejä jalankulusta, mikä näkyi runsaana rehottavina putkilokasveina, kuten voikukkana. Sen sijaan toisilla paikoilla nurmikentille oli tallautunut polkuja ihmisten runsaan jalankulun seurauksena, ja näillä paikoilla putkilokasvien sijasta vallalla olivat häiriöalttiiseen ympäristöön sopeutuneet pienikokoiset sammallajit, kuten *Ceratodon purpureus*.

Lisäksi joillain viheralueilla tallauksen aste vaihteli suhteellisen paljon myös saman blokin sisällä, mikä mahdollisesti loi ensisilmäykseltä homogeenisen näköisille puistonurmikoille hieman poikkeavia ympäristöolosuhteita. Jos viheralueen sisäistä vaihtelua tallauksen intensiteetissä olisi halunnut tarkastella, olisi tallausta kuvaava arvo saattanut olla järkevämpää kirjata erikseen ylös jokaiselle tutkitulle ruudulle. Joillakin viheralueilla kuten Koskelanpuistossa (9) sekä Vekaranpuistossa (16) nurmikon tallautuminen oli vähäistä suurimmalla osalla tutkimusblokista, mutta blokin reunaan osui kaistale jalankulkijoiden oikoreittiä nurmikentän läpi. Esimerkiksi Koskelassa yhteenkään näyteruutuun ei osunut sammalkasvustoja ja putkilokasvit rehottivat korkeina, mutta blokin pohjoispäädyn tallautuneelta kaistaleelta löytyi viittä eri sammallajia: *Brachythecium albicansia*, *Ceratodon purpureusta*, *Sciurohypnum curtumia*, *Drepanocladus aduncunsia* sekä *Ptychostomum moravicumia*.

Toisessa ennusteessa oletettiin hoidon ja tallauksen intensiteetin lisäksi myös, että viheralueen ikä saattaa vaikuttaa sammalten lajimäärään. Sammalten lajimäärän oletettiin olevan runsampi vanhoilla viheralueilla, koska mitä pidempään aikaa on kulunut viheralueen rakennuksesta, sitä useammalla eri lajilla on ollut mahdollisuus löytää paikalle (Nielsen et al., 2014). Oulun kaupungilta saatujen viheralueiden rakennus- ja kunnostustietojen perusteella tutkimuksen vanhimmassa puistossa (Hollihaka) oli tutkimuksen suurin alfadiversiteetti. Tämä voi olla seurausta muita alueita monipuolisemmista olosuhteista, jotka tukevat runsaampaa sammallajistoa, mutta osasyys voi olla myös puiston ikä. Viheralueen iän ja sammalten lajimäärän väliltä ei kuitenkaan löytynyt lähellekään tilastollisesti merkitsevää yhteyttä. Lukuisissa aiemmissa tutkimuksissakaan ei ole löydetty yhteneväistä trendiä puiston iän sekä putkilokasvirunsauden välillä (Nielsen et al., 2014), joten on mahdollisesti silkkaa sattumaa, että tutkimuksen lajirikkain puisto oli myös tutkimuksen vanhin puisto

4.3 Paikalliset ympäristötekijät ja sammalten esiintyminen Oulun viheralueilla

Ennuste 3) Paikalliset ympäristötekijät vaikuttavat sammalten levinneisyyteen ja sammalten lajimäärän on runsain ympäristöolosuhteiltaan monipuolisimmilla viheralueilla.

Koska tutkimuksen ennusteet kaupungistumisen alueellisista vaikutuksista viheralueiden sammalyhteisöihin eivät toteutuneet, voitiin kolmannen ennusteen mukaisesti olettaa, että paikalliset ympäristökijät määräävät suuren osan Oulun viheralueiden sammalyhteisöjen koostumuksesta. Paikallisten ympäristökijöiden vaikutusta sammallajien esiintymiseen tarkasteltiin NMDS-ordinaatiolla sekä ordinaation päälle piirretyillä sammalten indikaattoriominaisuuksia kuvaavilla ympäristömuuttujavektoreilla.

NMDS-ordinaation sekä siihen liitettyjen sammalten indikaattoriarvojen avulla kyettiin jossain määrin löytämään korrelaatioita eri viheralueita kuvaavien ympäristöolosuhteiden sekä sammalyhteisöjen rakenteen välillä. Ordinaatiossa (kuva 10) oli havaittavissa selvät gradientit valoisuuden, kosteuden sekä ravinteikkuuden suhteen. Myös happamuusgradientti selitti muutamien lajien esiintymistä, vaikka tulos ei ollut yhtä selkeä kuin aikaisemman kolmen indikaattoriominaisuuden tapauksessa. Tutkimuksen yleisimmän sammallajin, *Brachythecium albicansin*, dominoiva asema viheralueella näyttäisi ilmentävän valoisia, kuivia ja ravinneköyhiä olosuhteita. Tutkituista viheralueista neljä kohdetta erottui ordinaatiossa näiden ominaisuuksien perusteella selvästi omaksi joukokseen. Kosteutta ja ravinteikkuutta sen sijaan vaikuttaisi kuvastavan esimerkiksi *Sciuro-hypnum cur-tumin* läsnäolo.

Indikaattoriarvojen avulla tulkittu ordinaatio toimii kuitenkin parhaiten olosuhteiltaan homogeenisiin ympäristöihin, kuten *B. albicansin* dominoimat kuivat nurmikentät. Esimerkiksi viheralueelle 10 asetetun blokin oikea ja vasen reuna olivat silmämääräisesti havainnoituna kosteusolosuhteiltaan hyvinkin poikkeavat. Suurimmaksi osaksi blokki oli suhteellisen kosteaa ja vihreää nurmikko, mutta sen toisessa reunassa oli myös hyvin kuiva kaistale. Tämä kuiva kaistale oli tutkimuksen ainoa alue, jolta löydettiin *Brachythecium albicansin* kanssa samantapaisia olosuhteita suosivaa lajia, *Sytrichia ruralis*. Johtuen kuitenkin muusta viheralueelta löytyneestä sammallajistosta, päätyi tutkimuskohde 10 ordinaatiossa hankalasti tulkittavaan reunaan, ja selkeästi kuivia ja valoisia olosuhteita suosiva *S. ruralis* asettui kasvupaikkansa lähelle kauas todellisuudessa indikoimistaan ympäristögradien-teista.

Kun viheralueiden piirteitä selitetään sammalten indikaattoriarvoilla, on oltava varovainen tulosten luotettavuuden suhteen. Esimerkiksi Pakeman et al. (2007) totesi sammalten soveltuvan putkilokasveja heikommin paikallisten ympäristöolosuhteiden selittämiseen. Lisäksi erityisesti laajalle levinneillä lajeilla indikaattoriarvot kuvastavat vain kunkin lajin keskiarvoista mieltymystä tietyn ympäristökijän suhteen. Toisin sanoen niiden perusteella ei voida sanoa, että lajilla olisi täysin samat vaatimukset kaikissa levinneisyytensä kolkissa. Eri indikaattoriarvot voivat myös toimia ympäristöolosuhteiden tulkinnassa eri tavoilla. Pakeman et al. (2007, 2019) on havainnut kasvilajien ravinne- ja valaistusvaatimukseen liittyvien indikaattoriarvojen selittävän suhteellisen hyvin

ympäristön muuntelua, kun taas pH:ta ja kosteutta kuvaavat indikaattoriarvot eivät näytä toimivan yhtä hyvinä ympäristön muuntelua selittävinä tekijöinä.

Lisäksi viheralueiden sisäistä sammallajiston vaihtelua tarkasteltiin betadispersio-analyysillä, joka voi puolestaan antaa vihjeitä viheralueiden sisäisestä ympäristöolosuhteiden vaihtelusta. Tutkittujen viheralueiden, jopa blokkien, sisällä oli pelkästään silmämääräisesti tarkastelemallakin havaittavissa vaihtelevissa määrin erilaisia pienympäristöjä, jotka todennäköisesti vaikuttivat eri sammallajien esiintymiseen kullakin paikalla. Kaikista selvimpiä olivat viheralueiden väliset erot niiden tallauksen asteessa. Tutkittujen viheralueiden otantaruutujen välille lasketut betadispersioarvot osoittivat kuitenkin, että sekä sammalten peittävyys että lajimäärä olivat suhteellisen homogeenisiä puistojen sisällä. Tutkituilla viheralueilla löydettiin siis kutakuinkin samat sammallajit jokaisen kymmenen otantaruudun sisältä eivätkä myöskään eri lajien peittävyysarvot juuri vaihdelleet ruutujen välillä. Suurimman lajiston vaihtelevuutta kuvaavan dissimilaritteetti arvon tuotti lajistoltaan monipuolisin viheralue Hollihaassa. Puistojen sammalyhteisöjen homogeenisuus viittaa myös puistoissa vallitsevien ympäristöolojen homogeenisuuteen. Koska betadispersio kuitenkin laskettiin vain otantaruutujen perusteella ei se ottanut huomioon ruutujen ulkopuolelta löydettyjä blokkien lisälajeja, jotka olisivat otantaruutuun sattuessaan saattaneet kasvattaa joidenkin viheralueiden monipuolisuutta myös tilastollisesti tarkasteltuna.

4.4 Sammalten ja putkilokasvien peittävyyskorrelaatio

Ennuste 4) Putkilokasvipeittävyys ja sammalpeittävyys välillä on negatiivinen korrelaatio, johon putkilokasvien aiheuttamasta tila- ja valokilpailusta.

Sammalten lajirikkautta ja peittävyttä selittävillä malleilla saatiin tilastollisesti merkitsevä tulos vain, kun tarkasteltiin yhteyttä sammalten ja putkilokasvien peittävyys välillä. Tämä tulos oli ennusteen neljä odotusten mukainen. Merkitsevä tulos putkilokasvipeittävyys sekä sammalpeittävyys välillä viittaa sammalten ja putkilokasvien väliseen tilakilpailuun, jossa runsaina kasvavat putkilokasvit estävät pienempien sammalten kasvun alueella (Virtanen et al., 2000; Manninen et al., 2013).

Sammalten lajimäärän ollessa vastemuuttujana ei yksikään testatuista malleista tuottanut merkitsevä tulosta. Se, että sammalten lajimäärää ei onnistuttu selittämään yhdelläkään mallissa mukana olleella muuttujalla (maaperä, etäisyys keskustasta/tiestä/vedestä, hoito, tallaus, puiston ikä), viittaa siihen, että tutkimuksessa mukana olleilla Oulun viheralueilla on kutakuinkin samat edellytykset samankaltaisen sammallajiston kasvuun. Erot viheralueiden lajimäärissä ovat mahdollisesti

seurausta hyvin paikallisen tason eroista esimerkiksi puistojen kosteusolosuhteissa ja pH:ssa, mutta tässä tutkimuksessa näitä tekijöitä ei otettu huomioon. Viheralueiden sammallajiston monipuolisuuden saattaa vaikuttaa myös sattuma siitä, mitkä lajit ovat päätyneet paikalle ja onnistuneet perustamaan sinne populaation.

4.5 Sammalyhteisöt ja viheralueiden puut

Blokin rajojen sisä- ja ulkopuolella kasvavat yksittäiset puut olivat tallauksen lisäksi toinen selkeä erilaisia pienympäristöjä luova tekijä tutkittujen blokkien ja ruutujen välillä. Puiden on aikaisemminkin todettu vaikuttavan niiden tyvellä kasvavaan sammal- ja putkilokasvilajistoon muuttamalla puun tyven ympäristöoloja. Esimerkiksi Keski-Euroopassa yksittäisten vaahteroiden on havaittu lehvästönsä varjostuksella vähentävän maanpinnalle osuvaa auringon säteilyn määrää ja lisäksi puiden tyvellä maaperän havaittiin olevan kosteampaa ja ravinteikkaampaa (Kiebacher et al., 2017). Britanniassa on myös havaittu viitteitä siitä, että puiden lehvästö saattaa vähentää maanpinnan ilmansaastepitoisuuksia (Gilbert, 1968).

Puut voivat ympäristöolosuhteisiin vaikuttamalla lisätä ruohokenttähabitaattien monimuotoisuutta, mikä voi puolestaan myös lisätä nurmikentän kasvillisuuden lajirikkautta. Puiden alla oleva sammallajisto voi poiketa suurestikin avoimen nurmikentän lajistosta, mikä on aiemmissa tutkimuksissa havaittu korkeana beta-diversiteettinä puun juuren sekä avoimen nurmikon sammallajiston välillä (Kiebacher et al., 2017).

Koska puiden mahdollisesti suuri vaikutus niiden tyveltä löytyvien sammalten kasvuolosuhteisiin, yritettiin tässä tutkimuksessa ensisijaisesti välttää puiden asettumista blokin sisälle. Seitsemän otantaruutua sattui kuitenkin osumaan viheralueilla kasvavien puiden lähelle, mikä on saattanut jossain määrin vaikuttaa näiden ruutujen sammalten lajirikkauteen ja peittävyys. Koska puun lähelle osuneita otantaruutuja oli kuitenkin vain hyvin vähän suhteessa avoimien paikkojen otantaruutuihin, ei puiden vaikutuksen tilastotieteellinen tarkastelu ollut tutkimuksen kannalta mielekästä.

Vaikka puiden vaikutusta Oulun viheralueiden sammalyhteisöihin ei voidakaan tämän tutkimuksen aineistolla todistaa tilastollisesti, antavat tutkimusalueilla tehdyt havainnot viitteitä yksittäisten puiden merkityksestä viheralueiden sammalkasvustoille. Esimerkiksi neljä seitsemästä vain yhdeltä tutkimusblokilta löytyneestä sammallajista (*Cirriphyllum piliferum*, *Sytrichia ruralis*, *Straminergon stramineus* sekä *Sciuro-hypnum starkei*) kasvoi nimenomaan puiden tyvellä. Lisäksi puiden juurelle sattuneista seitsemästä näyteruudusta viidellä sammalpeittävyys oli joko blokin korkein tai

toiseksi korkein. Ilman tarkempaa tutkimusta ei kuitenkaan voida sanoa, johtuvatko nämä havainnot puhtaasta sattumasta vai onko sammalten esiintymien Oulun puistoissa osittain todella yhteydessä viheralueilla kasvaviin puihin.

4.6 Maaperämuuttajat ja sammalet

Tässä työssä erilaiset sammalten esiintymiseen vaikuttavat tekijät määriteltiin kenttätöiden jälkeen erinäisistä saatavilla olevista ulkoisista lähteistä. Tilastollisesti merkitsevien tulosten puutteen perusteella sammalpeittävyysnäyttää vaikuttavan Oulun seudulla vaikuttavien alueellisten ympäristötekijöiden (esim. maaperä) sijasta lähinnä hyvin paikalliset ja puistokohtaiset tekijät. Esimerkiksi pH:n on useissa tutkimuksissa havaittu olevan eräs tärkeimmistä sammalten lajirikkkautta määräävä tekijä (Virtanen et al., 2000; Löbel et al., 2006; Tyler et al., 2018). Sammalten lajirikkkauden on havaittu kasvavan etenkin emäksisellä maaperällä (Löbel et al., 2006), johtuen mahdollisesti harvinaisten specialistilajien määrän lisääntymisestä. Useiden generalistisammalten on puolestaan havaittu suosivan suhteessa matalampaa pH:ta kuin specialistilajien (Tyler et al., 2018). Oulun seudun maaperä on alueellisella tarkastelutasolla melko hapan, pH 4.8 luokkaa, mutta Oulussa on mitattu myös lähellä pH 7 olevia arvoja (Tarvainen & Eklund, 2017). Ulkoisista lähteistä ei kuitenkaan ole saatavilla yksityiskohtaisia tietoja mahdollisista pH:n eroista Oulun eri kaupunginosien, saati sitten viheralueiden välillä. Mikäli tutkimuksessa olisi ollut mahdollisuus määrittää tutkittujen viheralueiden tarkka paikallinen pH, olisivat tulokset saattaneet osoittaa nyt huomaamatta jääneitä syitä sammallajien esiintymiselle.

Koska sammalet ovat elinkiertoensa kaikissa vaiheissa vahvasti riippuvaisia ympäristönsä kosteudesta (Vanderpoorten & Goffinet, 2009), saattavat tutkimuskohteiden paikalliset kosteusolosuhteet selittää osaltaan sammalyhteisön rakennetta. Tässä tutkimuksessa eri paikkojen kosteusolosuhteiden erot koetettiin huomioida mittaamalla kunkin viheralueen etäisyys linnuntietä lähimpään vesistöön, kuten jokeen tai järveen. Etäisyydellä veteen ei kuitenkaan ollut merkittävää vaikutusta sammalten peittävyteen eikä lajimäärään. Tutkittujen viheralueiden paikallisiin kosteusolosuhteisiin saattavat kuitenkin vaikuttaa niiden lähellä olevien vesistöjen lisäksi myös alueen pinnanmuodot. Esimerkiksi kohteessa 20, Heikkilänkankaalla, tutkittu viheralue oli rakennettu ympäristöön matalammalle kohdalle, mikä puolestaan voi johtaa sade- ja sulamisvesien kertymiseen alueelle. Lisäksi myös pohjavesi saattaa olla alueella lähellä maan pintaa. Tämä voisi selittää sen, miksi paikalta löydettiin tyypillisesti erittäin kosteissa ympäristöissä viihtyvää sammallajia *Drepanocladus*

aduncus. Paikallisten kosteusolosuhteiden tarkka määrittäminen saattaisi siis antaa uutta tietoa Oulun viheralueiden sammalkoostumuksesta ja sammallajiston eroista eri tutkimuskohteiden välillä.

Lisäksi maaperäkerroksen paksuus voi vaikuttaa sammallajien esiintymiseen joko suoraan tai välillisesti muuttamalla paikan kosteus- ja pH-olosuhteita. Ruotsissa maaperän syvyydellä ja sammalten lajirikkaudella havaittiin olevan negatiivinen yhteys, mikä saattaa ehkä olla seurausta syvemmän maaperän tukemasta myöhäisen sukkession pitkäikäisestä lajistosta (Tyler et al., 2018). Maaperän syvyyden mittaamisella olisi siis mahdollisesti voinut tuottaa lisää tietoa Oulun viheralueiden sammalten esiintymisestä.

4.7 Parannuksia maastotöihin

Kokemuksen puutteen ja ajallisten rajoitteiden vuoksi pitäydyin tutkimuksessani vain kunkin viheralueen sammallajiston sekä niiden peittävyysien tarkastelussa. Putkilokasvipeittävyyksissä pysyin hyvin yleisellä tasolla, sillä jaottelin kasvit karkeasti vain kahteen luokkaan eli heinämäisiin ja ruohomaisiin kasveihin. Silmämääräisesti arvioitujen peittävyysien lisäksi kasvinosien maanpäällisten osien biomassan punnitsemisella voisi tutkimukseen saada mukaan myös objektiivisempaa tietoa.

Työssäni tutkittiin kaksikymmentä eri kohdetta, joilta jokaiselta arvioitiin kymmenen neliömetrin kokoisen ruudun kasvillisuuspeittävydet. Tutkimuskohteiden lukumäärän kasvattamisella olisi joitakin testituloksia voinut mahdollisesti parantaa, mutta erääksi ongelmaksi tutkimuspaikan valinnassa osoittautui puistojen nurmikoille sijoitettavan blokin koko. Blokin kooksi oli määritetty 10x30m ja etenkin Oulun keskustan tuntumasta oli vaikeaa löytää kyllin suurta yhtenäistä nurmikenttää, jolle blokki olisi mahtunut. Pienemmällä blokin koolla tutkittavien kohteiden määrää olisi ehkä ollut helpompi lisätä.

5 Yhteenveto

Tutkimuksen päätarkoituksena oli selvittää säännönmukaisuuksia Oulun viheralueiden sammalten runsaudessa, lajimäärässä ja yhteisökoostumuksessa riippuen viheralueen etäisyydestä kaupungin keskustasta. Toisin sanoen ensisijaisesti haluttiin selvittää, näkyisikö eri kaupunginosissa olevien puistojen sammalyhteisöissä viitteitä ihmisvaikutuksen intensiteetin eroista eri puolilla Oulun kaupunkia. Lisäksi pyrittiin selittämään sammalyhteisöjen rakennetta myös muilla ympäristömuuttujilla, kuten hoidon ja tallauksen intensiteetti sekä maaperä.

Tämän tutkimuksen perusteella ihmistoiminnalla ei näyttäisi olevan merkittävää vaikutusta eri viheralueiden sammallajistoon Oulun kaupungissa. Eri kaupunginosien sammalyhteisöt eivät poikenneet toisistaan myöskään ihmisvaikutusten intensiteetin perusteella. Etäisyys keskustasta tai valtatiestä sekä puiston hoitoluokitus ja tallauksen intensiteetti eivät tilastollisissa analyyseissä osoittaneet, että tutkittujen alueiden välillä olisi merkitseviä eroja sammalten peittävyudessa ja lajimäärässä. Viheralueiden sammallajistot olivat melko samankaltaiset läpi tutkimusalueen ja erot sammalten lajimäärissä sekä peittävyyksissä ovat todennäköisesti seurausta kaupungistumisesta riippumattomista paikallisista ympäristötekijöistä.

Mikäli Oulun kaupungin viheralueiden sammalyhteisöjen rakenteeseen vaikuttavista tekijöistä haluaisi saada tarkempaa tietoa, tulisi suorittaa lisää tutkimusta, jossa huomioidaan alueellisten olosuhteiden sijasta kunkin puiston paikallisiin olosuhteisiin vaikuttavia tekijöitä. Esimerkiksi viheraluekohtaiset pH- ja kosteusolosuhteet saattavat luoda tietyille lajeille sopivat olosuhteet mutta karsia toiset lajit pois kyseiseltä paikalta. Myös viheralueiden väliset erot niiden sisältä löytyvien mikrohabitaattien monipuolisuudessa saattavat selittää eroja sammalten lajimäärässä siten, että homogeeniset nurmikentät tukevat vain yhtä tai kahta sammallajia, kun taas sopivissa määrin tallaukselle alttiit ja esimerkiksi yksittäisiä puita kasvavat nurmikentät luovat sopivia elinlokeroita huomattavasti monipuolisemmalle sammallajistolle.

Kiitokset

Kiitän ohjaajaani, Risto Virtasta, sekä kaikkia muitakin, jotka ovat avustaneet minua työn loppuun viemisessä. Lisäksi haluan kiittää Oulun kaupungin henkilökuntaa, joka ystävällisesti kertoi minulle tutkimuskohteiden rakennus- ja kunnostusvuosista sekä viheralueiden hoitotoimenpiteistä, sekä Kuopion Luonnon Ystävien Yhdistystä (KLYY), jolta sain apurahaa gradututkimustani varten.

6 Läheteet

Ahti, T., Hämet-Ahti, L., Jalas, J. (1968) Vegetation zones and their sections in northwestern Europe. *Annales Botanici Fennici* 5, 169–211

Anderson, M.J. (2006) Distance-Based Tests for Homogeneity of Multivariate Dispersions. *Biometrics*, 62, 245–253

Akbari, H., Pomerantz M., Taha H. (2001) Cool Surfaces and Shade Trees to Reduce Energy Use and Improve Air Quality in Urban Areas. *Solar Energy*, 70, 295–310

Alpert, P. & Oechel, W.C. (1985) Carbon Balance Limits the Microdistribution of *Grimmia laevigata*, a Desiccation-Tolerant Plant. *Ecology*, 66, 660–669

Avolio, M., Pataki, D.E., Jenerette, G.D., Pincetl, S., Weller Clarke, L., Cavender-Bares, J., Gillespie, T.W., Hobbie, S.E., Larson, K.L., McCarthy, H.R., Trammell, T.L.E. (2019) Urban plant diversity in Los Angeles, California: Species and functional type turnover in cultivated landscapes. *Plants, People, Planet*, 00, 1–13 <https://doi.org/10.1002/ppp3.10067>

Bailing Jr. R.C., Cervený R.S., Idso C.D. (2001) Does the urban CO₂ dome of Phoenix, Arizona contribute to its heat island? *Geophysical Research Letters*, 28, 4599–4601

Becker, T. & Brändel M. (2007) Vegetation-Environment Relationships in a Heavy Metal-Dry Grassland Complex. *Folia Geobotanica*, 42, 11–28

Boch, S., Allan, E., Humbert, J.-Y., Kurtogullari, Y., Lessard-Therrien, M., Müller, J., Rieder, N.S., Arlettaz, R., Fischer, M. (2018) Direct and indirect effects of land use on bryophytes in grasslands. *Science of Total Environment*, 644, 60–67

Cardinale, B.J., Duffy, E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., Kinzig, A.P., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B., Larigauderie, A., Srivastava, D.S., Naeem, S. (2012) Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486, 59–67

Connell, J.H. & Slatyer, R.O. (1977) Mechanisms of Succession in Natural Communities and Their Role in Community Stability and Organization. *The American Naturalist*, 111, 1119–1144

Connell, J.H. (1978) Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science*, 199, 1302–1310

Cornelis, J. & Hermy M. (2004) Biodiversity relationships in urban and suburban parks in Flanders. *Landscape and Urban Planning*, 69, 385–401

Cowden, P., Liang, T., Aherne, J. (2015) Mosses as Bioindicators of Air Pollution Along an Urban–Agricultural Transect in the Credit River Watershed, Southern Ontario, Canada. *Annali Di Botanica*, 5, 63–70

Crawford, R.M.M. (2008) Plants at the margin: ecological limits and climate change. Cambridge University Press, Cambridge, 350–352

- Degtjarenko, P., Marmor, L., Randlane, T. (2016) Changes in bryophyte and lichen communities on Scots pines along an alkaline dust pollution gradient. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 17413–17425
- DeLuca, T. H., Zackrisson, O., Nilsson, M-C., Sellstedt, A. et al. (2002) Quantifying nitrogen-fixation in feather moss carpets of Boreal forests. *Nature*, 419, 917–920
- Düll, R. (1991) Zeigerwerte von Laub-und Lebermoosen. *Scripta Geobotanica*, 18, 175–214
- Ellenberg, K., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., Paulissen, D. (1991) Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica*, 18, 1–248
- Ellis, E.C., Antill, E.C., Kreft, H. (2012) All Is Not Loss: Plant Biodiversity in the Anthropocene. *PLoS ONE*, 7, e30535
- Faeth, S.H., Bang, C., Saari, S. (2011) Urban biodiversity: patterns and mechanisms, *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1223, 69–81
- Gaston, K.J., Warren, P.H., Thompson, K., Smith, R.M. (2005) Urban domestic gardens (IV): the extent of the resource and its associated features. *Biodiversity and Conservation*, 14, 3327–3349
- Gilbert, O.L. (1968) Bryophytes as indicators of air pollution in the Tyne valley. *New Phytologist*, 67, 15–30
- Giordano, S., Sorbo, S., Adamo, P., Basile, A., Spagnuolo, V., Castaldo Cobianchi, R. (2004) Biodiversity and trace element content of epiphytic bryophytes in urban and extraurban sites of southern Italy. *Plant Ecology*, 170, 1–14
- Goddard M.A., Dougill A.J., Benton T.G. (2010) Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. *Trends in Ecology and Evolution*, 25, 90–98
- Gornall, J.L., Jonsdottir, I.S., Woodin, S.J., Van der Wal, R. (2007) Arctic mosses govern below-ground environment and ecosystem processes. *Oecologia*, 153, 931–941
- Grimm, N.B., Faeth, S.H., Golubiewski, N. E., Redman, C.L., Wu, J., Bai, X., Briggs, J.M. (2008) Global Change and the Ecology of Cities. *Science*, 319, 756–760
- Gurevitch, J. & Padilla, D.K. (2004) Are invasive species a major cause of extinctions? *Trends in Ecology and Evolution*, 19, 470–474
- Hillebrand, H., Blasius, B., Borer, E.T., Chase, J.M., Downing, J.A., Klemens Eriksson, B., Filstrup, C.T., Harpole, W.S., Hodapp, D., Larsen, S., Lewandowska, A.M., Seabloom, E.W., Van de Waal, D.B., Ryabov, A.B. (2018) Biodiversity change is uncoupled from species richness trends: Consequences for conservation and monitoring. *Journal of Applied Ecology*, 55, 169–184
- Hyvärinen, E., Juslen, A., Kemppainen, E., Uddström, U., Liukko, U-M. (2019) (2019) Suomen lajien uhanalaisuus: Punainen kirja 2019. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki

- Ingerpuu, N., Liira, J., Partel, M. (2005) Vascular plants facilitated bryophytes in a grassland experiment. *Plant Ecology*, 180, 69–75
- Kaye J.P., Groffman P.M., Grimm N.B., Baker L.A., Pouyat R.V. (2006) A distinct urban biogeochemistry? *Trends in Ecology and Evolution*, 21, 192–199
- Kiebach, T., Scheidegger, C., Bergamini, A. (2017) Solitary trees increase the diversity of vascular plants and bryophytes in pastures. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 239, 293–303
- Krommer, V., Zechmeister, H.G., Order, I., Scharf, S., Hanus-Illnar, A. (2007) Monitoring atmospheric pollutants in the biosphere reserve Wienerwald by a combined approach of biomonitoring methods and technical measurements. *Chemosphere*, 67, 1956–1966
- Laine, J., Sallantausta, T., Syrjänen, K. (2016) Sammalten kirjo. *Metsäkustannus Oy*, 10–15
- Lang, S.I., Cornelissen, J.H.C., Klahn, T., Van Logtestijn, R.S.P., Broekman, R., Schweikert, W., Aerts, R. (2009) An experimental comparison of chemical traits and litter decomposition rates in a diverse range of subarctic bryophyte, lichen and vascular plant species. *Journal of Ecology*, 97, 886–900
- Laliberté, É., & Legendre, P. (2010) A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91, 299–305
- Laliberté, É., Legendre, P., Shipley, B. (2014) FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12.
- Lindo, Z., Nilsson, M.-C., Gundale, M.J. (2013) Bryophyte-cyanobacteria associations as regulators of the northern latitude carbon balance in response to global change. *Global Change Biology*, 19, 2022–2035
- Lososová, Z., Horsák, M., Chytrý, M., Cejka, T., Danihelka, J., Fajmon, K., Hájek, O., Juricková, L., Kintrová, K., Láníková, D., Otýpková, Z., Rehorek, V., Tichý, L. (2011) Diversity of Central European urban biota: effects of human-made habitat types on plants and land snails. *Journal of Biogeography*, 38, 1152–1163
- Lovett G.M., Traynor M.M., Pouyat R.V., Carreiro M.M., Wei-xing Zhu, Baxter J.W. (2000) Atmospheric Deposition to Oak Forests along an Urban-Rural Gradient. *Environmental Science & Technology*, 34, 4294–4300
- Löbel, S., Dengler, J., Hobohm, C. (2006) Species Richness of Vascular Plants, Bryophytes and Lichens in Dry Grasslands: the Effects of Environment, Landscape Structure and Competition. *Folia Geobotanica*, 41, 377–393
- Manninen, S., Sassi, M.-K., Loven, K. (2013) Effects of nitrogen oxides on ground vegetation, *Pleurozium schreberi* and the soil beneath it in urban forests. *Ecological Indicators*, 24, 485–493
- McDonald R.I., Kareiva P., Forman R.T.T. (2008) The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 141, 1695–1703

- McGill, B.J., Dornelas, M., Gotelli, N.J., Magurran, A. E. (2015) Fifteen forms of biodiversity trend in the Anthropocene. *Trends in Ecology & Evolution*, 30, 104–113
- McKinney, M.L. (2002) Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience*, 52, 883–890
- McKinney, M.L. & Lockwood, J.L. (1999) Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution*, 14, 450–453
- Mills, S.E., Macdonald, S.E. (2004) Predictors of moss and liverwort species diversity of microsites in conifer-dominated boreal forest. *Journal of Vegetation Science*, 15, 189–198
- Mäkipää, R. (1995) Sensitivity of forest-floor mosses in boreal forests to nitrogen and sulphur deposition. *Water, Air, and Soil Pollution*, 85, 1239–1244
- Nielsen, A.B., Van Den Bosch, M., Maruthaveeran, S., Van den Bosch, C.K. (2014) Species richness in urban parks and its drivers: a review of empirical evidence. *Urban ecosystems*, 17, 305–327
- Niemelä, J. (2011) *Urban Ecology: Patterns, Processes, and Applications*. OUP Oxford, Oxford, 15–72
- Niskala, K., Okkonen, I., Kalleinen, L. (2008) *Puistojen Oulu*, Studio Ilpo Okkonen Oy, Painotalo Suomenmaa
- Oishi, Y. (2012) Influence of urban green spaces on the conservation of bryophyte diversity: The special role of Japanese gardens. *Landscape and Urban Planning*, 106, 6–11
- Oishi, Y. (2019) Urban heat island effects on moss gardens in Kyoto, Japan. *Landscape and Ecological Engineering*, 15, 177–184 (2)
- Oishi, Y. (2019) The influence of microclimate on bryophyte diversity in an urban Japanese garden landscape. *Landscape and Ecological Engineering*, 15, 167–176 (3)
- Oishi, Y., Hiura, T. (2017) Bryophytes as bioindicators of the atmospheric environment in urban-forest landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 167, 348–355
- Oke T.R. (1973) City size and the urban heat island. *Atmospheric Environment*, 7, 769–779
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., Wagner, H. (2019) *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-5. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Oulun seudun ympäristötoimi (2019) *Oulun ilmanlaatu mittaustulokset 2018*, julkaisu 3/2019, ISSN 2343-2977, Oulun kaupunki, <https://www.ouka.fi/oulu/ymparisto-ja-luonto/julkaisut>
- Pakeman, R.J., Reid, C.L., Lennon, J.J.J., Kent, M. (2007) Possible interactions between environmental factors in determining species optima. *Journal of Vegetation Science*, 19, 201–208

- Pakeman, R.J., Brooker, R.W., O'Brien, D., Genney, D. (2019) Using species records and ecological attributes of bryophytes to develop an ecosystem health indicator. *Ecological Indicators*, 104, 127–136
- Paulissen, M.P.C.P., Van Der Ven, P.J.M., Dees, A.J., Bobbink, R. (2004) Differential effects of nitrate and ammonium on three fen bryophyte species in relation to pollutant nitrogen input. *New Phytologist*, 164, 451–458
- Piippo, S. & Koponen, T. (2019) Suomen sammalet. Minerva Kustannus Oy, Helsinki, 16–35
- Pohjois-Pohjanmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus ja Kainuun elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus (2011) Tulvariskien alustava arviointi Oulujoen vesistöalueella. POPELY/1/07.02/2011
- Proctor, M.C.F. (2000) The bryophyte paradox: tolerance of desiccation, evasion of drought. *Plant Ecology*, 151, 41–49
- R Core Team (2019) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Rees W., Wackernagel M. (1996) Urban Ecological Footprints: Why Cities Cannot be Sustainable—and Why They are a Key to Sustainability. *Environmental Impact assessment review*, 16, 223–248
- Rensing, S.A. (2018) Plant evolution: Phylogenetic relationships between the earliest land plants. *Current Biology*, 28, 210–213
- Richter, S., Schütze, P., Bruehlheide, H. (2009) Modelling epiphytic bryophyte vegetation in an urban landscape. *Journal of Bryology*, 31, 159–168
- Sand-Jensen, K. & Hammer, K.J. (2012) Moss cushions facilitate water and nutrient supply for plant species on bare limestone pavements. *Oecologia*, 170, 305–312
- Scott, P. (2008) *Physiology and Behaviour of Plants*. Wiley-Interscience, West Sussex, 1–6
- Sérgio, C., Carvalho, P., Garcia, C.A., Almeida, E., Novais, V., Sim-Sim, M., Jordão, H., Sousa, A.J. (2016) Floristic changes of epiphytic flora in the Metropolitan Lisbon area between 1980–1981 and 2010–2011 related to urban air quality. *Ecological Indicators*, 67, 839–852
- Smith, R.M., Thompson, K., Warren, P.H., Gaston, K.J. (2010) Urban domestic gardens (XIII): Composition of the bryophyte and lichen floras, and determinants of species richness. *Biological Conservation*, 143, 873–882
- Startsev, N.A., Lieffers, V.J., McNabb, D.H. (2007) Effects of feathermoss removal, thinning and fertilization on lodgepole pine growth, soil microclimate and stand nitrogen dynamics. *Forest Ecology and Management*, 240, 79–86
- Tartalo J., Fuller R.A., Warren P.H., Davies R.G., Gaston K.J. (2007) Urban form, biodiversity potential and ecosystem services. *Landscape and Urban Planning*, 83, 308–317

Tarvainen, T., Eklund, M. (2017) Oulun taajama-alueen maaperän taustapitoisuudet. Geologian tutkimuskeskus, arkistoraportti 83/2016

Tuba, Z., Csintalan, Z., Proctor, M.C.F. (1996) Photosynthetic responses of a moss, *Tortula ruralis*, ssp. *ruralis*, and the lichens *Cladonia convoluta* and *C. furcata* to water deficit and short periods of desiccation, and their ecophysiological significance: a baseline study at present-day CO₂ concentration. *New Phytologist*, 133, 353–361

Turkington, R., John, E., Krebs, C.J., Dale, M.R.T., Nams, V.O., Boonstra, R., Boutin, S., Martin, K., Sinclair, A.R.E., Smith, J.N.M. (1998) The effects of NPK fertilization for nine years on boreal forest vegetation in northwestern Canada. *Journal of Vegetation Science*, 333–346

Tyler, T., Bengtsson, F., Dahlberg, C.J., Lönnell, N., Hallingbäck, T., Reitalus, T. (2018) Determinants of bryophyte species composition and diversity on the Great Alvar of Öland, Sweden. *Journal of Bryology*, 40, 12–30

Ulvinen, T., Syrjänen, K., Anttila, S. (2002) Suomen sammaleet - levinneisyys, ekologia, uhanalaisuus. Suomen ympäristökeskus, Helsinki

UNFPA(2018) World Urbanization Prospects 2018

Vanderpoorten, A. & Goffinet, B. (2009) Introduction to bryophytes. Cambridge University Press, Cambridge

Vilpa, E. toim. (1999) Oulun luonto. Kirjapaino Kaleva, Oulu

Virtanen, R., Johnston, A.E., Crawley, M.J., Edwards, G.R. (2000) Bryophyte biomass and species richness on the Park Grass Experiment, Rothamsted, UK. *Plant Ecology*, 151, 129–141

Väre, H., Ulvinen, T., Vilpa, E., Kalleinen, L. (2005) Oulun kasvit, Piimäperältä Pilpasuolle, Yliopistopaino, Helsinki

Zechmeister, H.G., Schmitzberger, I., Steurer, B., Peterseil, J., Wrška, T. (2003) The influence of land-use practices and economics on plant species richness in meadows. *Biological Conservation*, 114, 165–177

Liite 1: Tutkimuskohteet, niistä löydetty kokonaislajimäärä, otantaruutujen keskimääräinen sammalpeittävyys sekä jokaisen sammallajin keskimääräinen peittävyys otantaruuduilla. Blokkitason lajilöydöt, joista ei ole peittävyystietoja on merkitty + -merkillä.

Blokkinro.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Lajimäärä	2	2	3	0	5	9	10	4	5	5
Keskimääräinen peittävyys (10x1m ²)	3,01	16,1	37,3	0	11,7	3,9	4,9	3,1	0	3,9
<i>Brachythecium albicans</i>	2,81	16,1	0	0	3,7	0,4	0,35	1,7	+	1,175
<i>Brachythecium mildeanum</i>	0	0	0	0	0	1,7	0,05	0	0	0
<i>Brachythecium rutabulum</i>	0	0	0,025	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bryum cf. caespitium</i>	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0
<i>Ceratodon purpureus</i>	0	+	0	0	0	0	1,95	0	+	0
<i>Cirriphyllum piliferum</i>	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dichodontium pellucidum</i>	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0
<i>Drepanocladus aduncus</i>	0	0	0	0	0,4	1,3	1,45	0,6	+	0
<i>Plagiomnium cuspidatum</i>	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0
<i>Plagiomnium ellipticum</i>	0	0	0	0	0,8	0,1	+	0	0	0,73
<i>Pohlia nutans</i>	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0
<i>Ptychostomum moravicum</i>	0	0	0	0	0	0,1	0,7	0	+	0
<i>Rhizomnium punctatum</i>	0	0	0	0	+	+	0	0	0	0
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	0,2	0	37,3	0	6,8	0	0,1	0,6	0	0,1
<i>Sciuro-hypnum curtum</i>	0	0	0	0	0	0,15	0,1	0,2	+	+
<i>Sciuro-hypnum starkei</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Syntrichia ruralis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,9
<i>Straminergon stramineum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

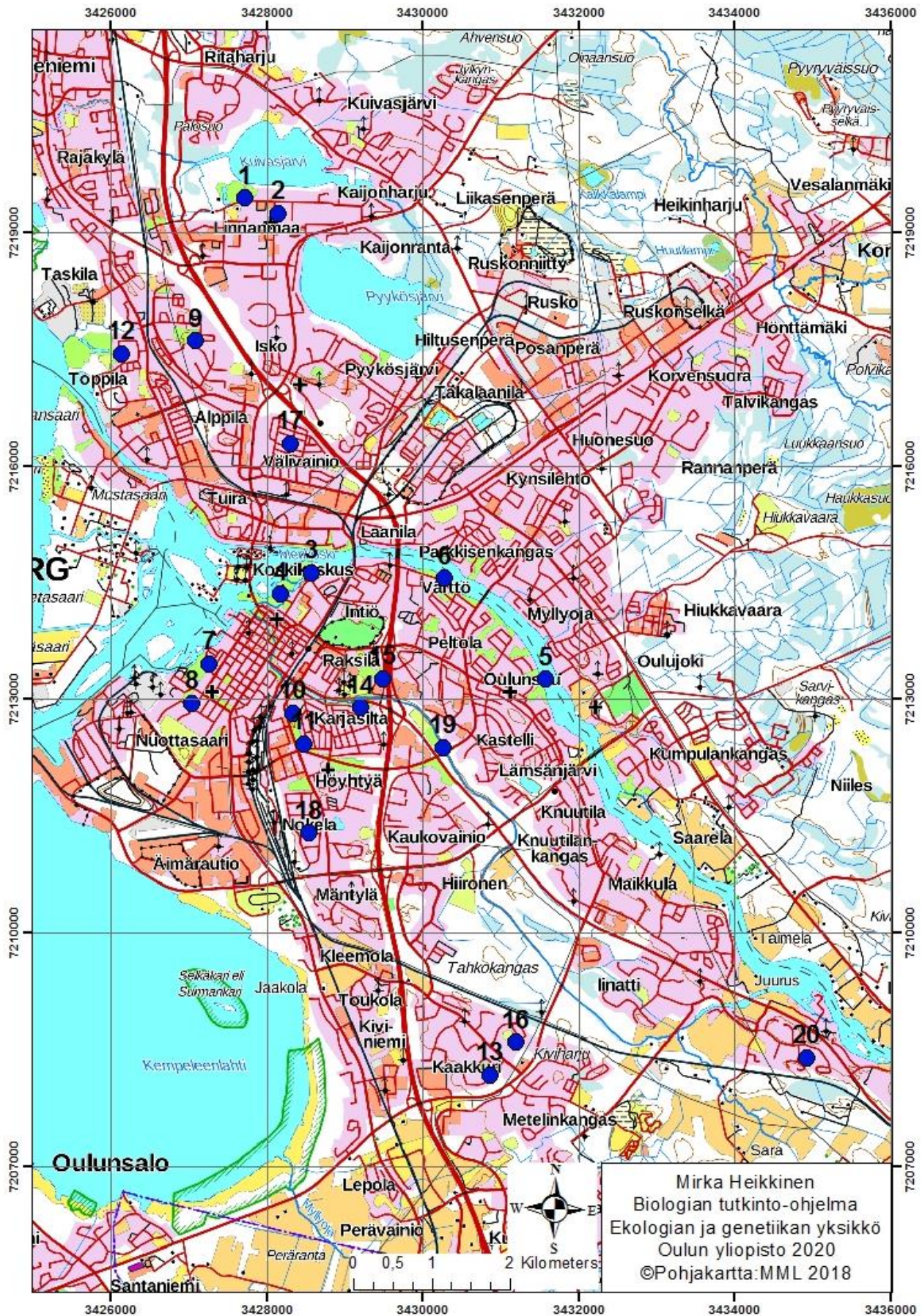
Blokkinro.	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Lajimäärä	2	3	6	5	1	6	4	3	7	3
Keskimääräinen peittävyys (10x1m ²)	3,45	0,35	5,15	9,45	2,25	6,6	3,1	12,5	16,7	7,7
<i>Brachythecium albicans</i>	2,75	+	2	0,25	2,25	2,8	1,2	1,4	11,5	1,2
<i>Brachythecium mildeanum</i>	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0,125	0
<i>Brachythecium rutabulum</i>	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0

<i>Bryum cf. caespiticiu</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0
<i>Ceratodon purpureus</i>	0	0,05	0	0	0	0	0	0	1,6	0
<i>Cirriphyllum piliferum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dichodontium pellucidum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Drepanocladus aduncus</i>	0	0,3	1,8	0	0	0,2	0	0	3,1	2,5
<i>Plagiomnium cuspidatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Plagiomnium ellipticum</i>	0	0	0,4	3,5	0	0,4	0,8	1,7	0	1
<i>Pohlia nutans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ptychostomum moravicum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhizomnium punctatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	0,7	0	+	5,45	0	1,2	0	9,4	0,2	0
<i>Sciuro-hypnum curtum</i>	0	0	0,95	0,15	0	1,9	1	0	+	3
<i>Sciuro-hypnum starkei</i>	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0
<i>Syntrichia ruralis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Straminergon stramineum</i>	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0

Liite 2: Tutkimuskohteet, viheralueiden blokkinumero, koordinaatit (YKJ), tallauksen ja hoidon intensiteetti sekä blokkikohtaiset paljaan maan ja putkilokasvien keskiarvot.

Viheralue	Nro.	N-koord.	E-koord.	Tallaus	Hoito	Paljas maa	Putkilokasvit	Heinät	Ruohot
Kasvitieteellinen puutarha	1	7219437	3427825	1	A2	0,2	97	90,3	6,701
Oulun yliopisto	2	7219244	3428240	2	A2	2,7	81,3	67,3	14
Ainolan puisto, Lasaretti	3	7214625	3428677	2	A3	7,2	55,5	41,4	15,1
Ainolan puisto, Pohjois-Pohjanmaan museo	4	7214345	3428276	3	A2	9,5	90,5	76	14,5
Kastellin ranta	5	7213254	3431674	1	A3	2,7	85,6	55,1	30,6
Värtön ranta	6	7214548	3430389	2	A3	10,4	85,7	62,1	23,6
Hollihaka	7	7213456	3427363	3	A2	1,8	93,1	66,5	26,6
Tarkka-ampujanpuisto	8	7212946	3427138	1	A3	0,7	96,2	76,6	19,6
Koskelanpuisto	9	7217601	3427187	2	A3	0	100	69,9	33,1
Yrjö Kallisenpuisto	10	7212813	3428434	2	A2	2,4	92,7	61,1	31,6
Kollaanpuisto	11	7212423	3428585	3	A3	1,4	95,15	88,25	7,8
Mannisenpuisto	12	7217432	3426231	1	A3	0	99,65	37,15	62,5
Arkeologinpuisto	13	7208163	3430962	1	A3	1,8	93,05	78,55	14,5
Luulajanpuisto	14	7212887	3429301	1	B3	1,6	88,95	69,85	17,6
Ouluhalli, Kuntoliinpuisto	15	7213265	3429598	3	A3	6,1	91,65	68,15	23,5
Vekaranpuisto	16	7208589	3431304	2	A3	2,3	90,2	84	6,2
Aution aukeanpuisto, Välvainio	17	7216282	3428402	1	A3	1,4	95,5	87,5	8
Varikonpuisto	18	7211276	3428647	2	A3	0	87,5	51,9	34,6
Huuhkajanpuisto	19	7212373	3430359	1	B3	3,2	81,1	55,2	25,9
Ajopelinpuisto	20	7208387	3435038	1	A3	1	91,3	39,7	51,6

Liite 3: Tutkimusalueen kartta.



Liite 4: Esimerkkikuva tutkimusalueesta (Hollihaka, 10), sammalten lehtipreparaatista (*Brachythecium albicans* ja *Plagiomnium ellipticum*) sekä yksi Oulun puistonurmikoiden yleisimmistä sammallajeista (*Rhytidiadelphus squarrosus*)

